

**AGUAS, SUELOS Y VEGETACIÓN
EN CUENCAS IBEROAMERICANAS**

***ÁGUAS, SOLOS E VEGETAÇÃO
EM BACIAS IBEROAMERICANAS***

**RED IBEROAMERICANA DE FÍSICA Y
QUÍMICA AMBIENTAL (RiFyQA)**

Editores:

ALEXANDRE MARCO DA SILVA, GRISELDA GALINDO
y JOSÉ LUIS FERNÁNDEZ TURIEL

SiFyQA, Salamanca (2012)

IMAGEN DE PORTADA:

Cascada El Saltillo en la ladera Sur del volcán Lanín (Provincia de Neuquén, Argentina). El Lanín es un estratovolcán de 3776 m s.n.m. de altura situado en la frontera entre Chile y Argentina, con importantes glaciares desarrollados en sus laderas meridionales. El deshielo de estos glaciares provoca la formación de numerosos riachuelos que se despeñan en cascadas incidiendo entre potentes estratos volcánicos. El Saltillo con sus 7 m de caída es el más famoso, vertiendo sus aguas en el lago Paimún. Autor: Francisco José PÉREZ TORRADO, U.L.P.G.C., Las Palmas de Gran Canaria (España).

FOTOGRAFÍAS DE CONTRAPORTADA:

- *Arriba*: Teziutlan (Puebla). Reserva Tetelilla (Méjico): Vista desde el puente sobre el río. El sitio pertenece a la Región Prioritaria de Conservación 105, entre Cuetzalan y El Puerto de Veracruz. La vegetación se corresponde con bosques Mesófilo de Montaña o de Niebla bien conservados en este lugar.
- *Debajo*: Teziutlan (Puebla). Reserva Tetelilla (Méjico): Perfil de *Andosol* sepultado. El perfil superpuesto al *Andosol* se originó a partir de materiales trasladados por un evento magmático Cuaternario. En el límite entre los dos perfiles se manifiesta una cementación producto de procesos de hidrotermalismo que pudieron ocurrir durante los últimos eventos de esta naturaleza en la Caldera de Teziutlán.

Autor: Gonzalo ALMENDROS, C.S.I.C. (Madrid, España).

FOTOGRAFÍAS DE SOLAPAS:

- **Nuevos regadío del embalse de Alqueva (Portugal)**: Gran parte de las zonas semiáridas de los países mediterráneos y andinos que se cultivaban en secano (generalmente año y vez, usando el sistema llamado 'barbecho') aumentan y estabilizan su producción agrícola o agroforestal, implementando nuevos sistemas de regadío (en general, el gota a gota). Ello ocasiona un incremento del contenido de materia orgánica de los suelos porque el flujo anual de C de los residuos al medio edáfico queda consecuentemente incrementado y asegurado (aún cuando dicho incremento no sea tan efectivo como el antiguo riego a manta, que baja ostensiblemente el potencial de oxidoreducción de los suelos y las mineralizaciones se frenan, por lo que son más ostensible los incrementos orgánicos).
- **Cenote de Yucatán (Méjico)**: Los sistemas bajo dos estaciones (húmeda y seca) anuales limitan los asentamientos humanos por la dificultad de tener asegurada agua potable durante un buen número de meses (de 3 a 6). Algunas civilizaciones se desarrollaron notoriamente por tener cerca de la superficie del suelo la capa freática, siendo por ello relativamente de acceso fácil durante los meses de sequía (como se evidencia en los cenotes yucatecos). Sin embargo, estas civilizaciones estaban a merced del riesgo de salinización (*v. g.*, Mesopotamia) o de la contaminación (*v. g.*, Yucatán), por lo que emporios económicos y culturales del pasado desaparecieron súbitamente por alguna de las causas apuntadas; son lecciones que el hombre actual debe tener siempre en mente. Los romanos se defendieron de tales limitaciones con la construcción de embalses (*v. g.*, Proserpina o Cornalvo en Extremadura, España) y acueductos, mientras que los árabes extendieron los sistemas de aljibes para hacer habitables sus castillos, alcázares y palacios (a veces construidos en lugares inaccesibles, pero por ello mismo limitados en la disponibilidad del agua), con tanta habilidad que incluso se permitían el lujo de multiplicar las fuentes. Todo esta tecnología fue trasladada por los españoles y portugueses a Iberoamérica, permitiendo altas producciones de recursos y asentamientos estables, incluso con fuerte concentración humana.

COMENTARIOS: Juan F. GALLARDO (Coordinador de la obra).

Juan F. GALLARDO LANCHO (Coord.)

**AGUAS, SUELOS Y VEGETACIÓN
EN CUENCAS IBEROAMERICANAS**

**ÁGUAS, SOLOS E VEGETAÇÃO
EM BACIAS IBEROAMERICANAS**

**Red Iberoamericana
de Física y Química Ambiental**

<www.sifyqa.org.es>

Editores de este volumen:

ALEXANDRE MARCO DA SILVA, GRISELDA GALINDO
y JOSÉ LUIS FERNÁNDEZ TURIÉL

SOCIEDAD IBEROAMERICANA DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL
SALAMANCA (ESPAÑA)

COORDINADOR DE LA OBRA

Juan F. GALLARDO LANCHO (Presidente SiFyQA).

EDITORES

Alexandre MARCO DA SILVA, Griselda GALINDO y José Luis FERNÁNDEZ TURIEL

REVISORES

Han actuado como revisores (por pares, a veces un trío) anónimos de los artículos recibidos los siguientes científicos: C. ALCARDE ALVARES, A. AFONSO MARTINS, J. BRAGA DO CARMO, J. CAMPO ALVES, L. CASATTI, S. DONINI MANCINI, F. A. DUPAS, J. D. ETCHEVERS BARRA, J. L. FERNÁNDEZ TURIEL, G. GALINDO, J. F. GALLARDO LANCHO, C. GARCÍA IZQUIERDO, F. GARCIA OLIVA, E. A. GUBIANI, A. C. HERRERO, R. JIMÉNEZ BALLESTA, M. De JULIO, G. J. De la LANZA ESPINO, A. MARCO da SILVA, J. MARCOVECCHIO, G. MORENO MARCOS, M. PELÁEZ RODRIGUES, M. L. PEREIRA ANTUNES, F. J. REY, A. RODRÍGUEZ GONZÁLEZ, D. M. De SOUZA ABESSA, F. TOMAZINI Da CONCEIÇÃO, I. TRANNIN y M. B. TURRIÓN NIEVES.

Esta Obra es producto de la Red RiFyQA (Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental) y del apoyo del Ministerio de Ciencia e Innovación.

© **SiFyQA** <www.sifyqa.org.es>

RESERVADOS TODOS LOS DERECHOS.
PROHIBIDA LA REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL DE ESTA
OBRA POR CUALQUIER PROCEDIMIENTO, INCLUIDA
LA FOTOCOPIA, SIN PERMISO ESCRITO DEL EDITOR.

I.S.B.N.: 978-84-937437-4-1

Depósito legal: S. 114-2012

GRÁFICAS CERVANTES, S.A.
Ronda de Sancti-Spíritus, 9-11
37001 Salamanca (España)

Impreso en España
Printed in Spain

BREVES *Curricula* DE AUTORES Y EDITORES

Atilio Gabriel ALONSO

Prf. CC. Naturales. Director de Escuela Técnica (R. Argentina). Es integrante del grupo de investigación sobre las cuencas hídricas de la Provincia de Buenos Aires, centrándose en los aspectos biológicos. Dirección postal: Av. Ramón Franco 5050. Villa Domínico 1874 (Pcia. Buenos Aires, Argentina). Correo electrónico: <atilioalonso@yahoo.com>.

Antonio Marcelo AOKI

Prf. Adjunto, Grupo de Gestión Ambiental de Suelo y Agua, Fac. CC. Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba (U.N.C., Argentina). Ingeniero Agrónomo (1993), *Magister* en Gestión Ambiental Agropecuaria (2002). Alumno de doctorado, Escuela para Graduados, Fac. CC. Agropecuarias (U.N.C.). Director del Proyecto “*Selección de indicadores de calidad de suelo en un área piloto de la región central de la provincia de Córdoba*”. Investigador principal del Proyecto “*Influencia de la topografía y uso del suelo en la distribución espacio-temporal del agua edáfica y la calidad del suelo en una cuenca*”. Integrante de equipo del proyecto “*Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba*”. Dirección postal: Fac. CC. Agropecuarias, U.N.C. Av. Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria, C.C. 509, Córdoba 5000 (R. Argentina). Tlfono.: +54.351.4334105 (int. 308). FAX: +54.351.4334118. Correo electrónico: <aaoki@agro.unc.edu.ar>.

M^a. Carmen ASSIEGO DE LARRIVA

Realizó sus estudios universitarios en la Fac. CC. Químicas, Univ. de Málaga (España), terminando su Tesis doctoral en 2004. Realizó cursos de Aseguramiento de la calidad y certificación, y Gestión medioambiental. Ha sido Personal Técnico de Apoyo a la Investigación y Personal Investigador en la Univ. de Málaga (1999-2003). Fue Técnico de la Empresa Municipal Aguas de Málaga, Departamento de Investigación y Calidad de las Aguas (2003-10), participando en diversos proyectos de investigación. Ha publicado 9 trabajos en revistas científicas internacionales y presentado 7 trabajos en Congresos. Participa en el desarrollo de proyectos de Investigación (2010-2013) subvencionados por la Agencia de Innovación y Desarrollo de Andalucía (Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa), en concreto: “*Recuperación de P y N en plantas de tratamiento de aguas residuales mediante precipitación controlada de estruvita*” y “*Uso de energías renovables en la generación electroquímica de Fe(III) para su utilización como coagulante en el tratamiento de aguas potables*”. Dirección postal: C/ Kandinsky 12, 4º D. Málaga 29010 (España). Tlfono. + 44.952128553. Correo electrónico: <mcald@emasa.es> y <cassdela@gmail.com>.

María Rosa ATECA

Prf. Asociada Agrometeorología, Fac. CC. Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba (U.N.C., Argentina). Ingeniera Agrónoma (1978). *Master Scientae* en

CC. Agropecuarias Mención Agrometeorología (2004). Investigadora del Proyecto “*Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba*”. Directora del Proyecto “*Influencia de la topografía y el uso del suelo en la distribución espacio-temporal del agua edáfica y calidad del suelo en una cuenca*” e Investigadora del Proyecto “*Sostenibilidad del monocultivo de soja en la región centro-norte de la provincia de Córdoba*”. Dirección postal: Fac. CC. Agropecuarias, U.N.C., C.C. 509, Córdoba 5000 (R. Argentina). Teléfono.: +54.351.4334105 (int. 307). Correo electrónico: <marateca@agro.unc.edu.ar> y <atecamariarosa@yahoo.com.ar>.

Fernando BARRETO RODRIGUES e SILVA

Edafólogo de la *Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária* (Embrapa, Brasil). Actualmente jubilado, trabajando sobre suelos del Noroeste del Brasil. Dirección postal: Rua Dom José Lopes 75, Apt. 1502, Boa Viagem, Recife 51021-370 (PE, Brasil). Correo electrónico: <fernandobrsilva@globo.com>.

Silvio Frosini de BARROS FERRAZ

Graduação em Engenharia Florestal pela Univ. de São Paulo em 1998. Dr. em Recursos Florestais pela Universidade de São Paulo em 2004. Fez pos-doutorado pela Universidade de São Paulo em 2005. Foi Prf. do Departamento de Ecología, Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro de 2006-2008. Desde 2009 é Prf. do Departamento de CC. Florestais da ESALQ/USP. Publicou 15 artigos em revistas especializadas e 47 trabajos em Anais de eventos. Possui 7 capítulos de livros publicados. Possui 5 *softwares* desenvolvidos. Recebeu 5 prêmios e/ou homenagens. Atua na área de Manejo de bacias hidrográficas e Ecología da paisagem com ênfase em planejamento da conservação de floresta e recursos hídricos. Em suas atividades profissionais interagiu com 50 colaboradores em co-autorías de trabajos científicos. Em seu currículo *Lattes* os termos mais freqüentes na contextualização da produção científica, tecnológica e artístico-cultural são: S.I.G., incendios florestais, Ecología de paisagem, desmatamento, Rondônia, Amazônia, hidrologia florestal, Corumbataí e modelagem hidrológica. Endereço postal: Av. Padua Dias 11. Dpto. CC. Florestais, ESALQ/USP. Piracicaba 13418-900 (S. P., Brasil). Teléfono.: +55.19.21058692. Correo electrónico: <sfbferra@esalq.usp.br>.

Michel BROSSARD

Edafólogo del *Institut de Recherche pour le Développement* (I.R.D. Francia). Actualmente trabaja en la medida, determinismos y manejo de los compartimentos de materia orgánica de suelos tropicales. Participa a la organización de bases de datos aplicadas a suelos en las estructuras de investigación francesas. Dirección postal: I.R.D., Eco&Sols, B.P. 64501, Montpellier 34394 Cedex 5 (Francia). Correo electrónico: <michel.brossard@ird.fr>.

Nora Sandra CAPATO

Ingeniera Química y Especialista en Ingeniería Ambiental, Univ. Tecnológica Nacional, Fac. Regional Avellaneda (U.T.N.-F.R.A., Argentina); *Magister* en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano, Univ. Nacional de Mar del Plata (Argentina).

Docente del Departamento de Ingeniería Química de la U.T.N.–F.R.A. Investigadora con categoría “D” del Programa de Incentivos. Directora de un proyecto de investigación sobre Baterías alcalinas. Integrante del Grupo de Gestión Ambiental (U.T.N.-F.R.A.), realizando evaluaciones de impacto ambiental. Dirección postal: Av. Ramón Franco 5050. Villa Domínico 1874 (Pcia. Buenos Aires, Argentina). Correo electrónico: <ncapato@fra.utn.edu.ar>.

Yessica CARREÓN GARABITO

Lda. en Química Industrial, Univ. Autónoma del Estado de Morelos y Maestra en CC. e Ingeniería Ambientales, Univ. Autónoma Metropolitana de México. Ha sido docente e investigadora en varias instituciones (Instituto Politécnico Nacional, Univ. Tec-Milenio y Univ. de Morelos, Cuernavaca) donde ha participado en diversos cursos de preparación docente. Fue Jefe de División de Ingeniería Industrial en el Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo (Méjico). Tiene varias publicaciones relacionadas con Ecología, Desarrollo Sustentable y Toxicología (Univ. Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, Morelos, México). Dirección postal: Univ. Autónoma Metropolitana, Campus Azcapotzalco, Química Aplicada. Av. San Pablo 180, Col. Reynosa, México D.F. 02200 (Méjico). Tlfono.: +52.55.53189023. Correo electrónico: <bycg@yahoo.com>.

Marta Elvira CONTI

Prf. Titular del Dpto. de Recursos Naturales y Ambiente, Univ. de Buenos Aires (U.B.A., Argentina). Investigadora Científica, Clase Investigador Principal-CONICET. Creadora, Coordinadora Ejecutiva y Prf. del programa “Ciencias del Suelo” de la Escuela Para Graduados “Alberto Soriano” de la Fac. de Agronomía (U.B.A., Programa categorizado A por la CONEAU). Formadora de recursos humanos; ha dirigido 10 becarios nacionales e internacionales, 12 maestrías y 3 doctorados. Evaluadora del Comité Nacional de Categorización del Consejo Interuniversitario Nacional. Evaluadora de proyectos y trabajos de investigación nacionales e internacionales. Editora de la revista “*Ciencia del Suelo*” (hasta Diciembre 2007). Directora del Programa Internacional de Centros de Posgrados Asociados, dependiente del Ministerio de Educación (R. Argentina)/C.A.P.E.S. (Brasil). Prfa. invitada de la Univ. Federal Rural de Río de Janeiro (Brasil). Premio “Dr. Antonio Pires” (1999) de la Academia Nacional de Agronomía. Coeditora del libro “*Emisiones de gases con efecto invernadero en Iberoamérica*” (2009), SiFyQA, Salamanca (España). Dirección postal: Fac. Agronomía, U.B.A., Edafología, Avda. San Martín 4453, Buenos Aires 1417 (R. Argentina). Tlfono.: +54.11.45248057. FAX: +54.11.45221687. Correo electrónico <conti@agro.uba.ar>.

Gabriela COPPO

Técnica Química. Responsable del Laboratorio de Química Analítica y Aplicada, Química Inorgánica, Química Orgánica (L.I.A.O.) e Investigadora del Departamento de Ingeniería Química, Univ. Tecnológica Nacional, Fac. Regional Avellaneda (R. Argentina). Coordinadora de los programas de agua, saneamiento y suelos, Dirección de Salud Ambiental (Secretaría de Salud Pública, Municipalidad de Vicente López, Argentina). Codirectora y Coordinadora del Programa de Vigilancia de

Riesgo sanitario ambiental e Impacto de las enfermedades de transmisión hídrica por efecto de las aguas costeras del Río de la Plata. Dirección postal: Av. Ramón Franco 5050. Villa Domínico 1874 (Pcia. Buenos Aires, Argentina). Correo electrónico: <gcoppo@fra.utn.edu.ar>.

María Pía DEVESCOVI

Lda. en Psicología, Orientación Laboral y Organizacional, Univ. de Buenos Aires. Docente del Dpto. de Ingeniería Química, Univ. Tecnológica Nacional, Fac. Regional Avellaneda (U.T.N.-F.R.A., desde 2003). Integrante del Grupo de Gestión Ambiental, realizando relevamientos socioeconómicos para evaluaciones de impacto ambiental y auditorías ambientales. Dirección postal: Av. Ramón Franco 5050. Villa Domínico 1874 (Pcia. Buenos Aires, Argentina). Correo electrónico: <mpdevescovi@fra.utn.edu.ar>.

Gustavo Francisco ESMORIZ

Prof. Adjunto, Grupo de Gestión Ambiental de Suelo y Agua, Fac. CC. Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba (U.N.C., Argentina). Ingeniero Agrónomo (1986). Investigador principal de los proyectos “*Estudios de erosión hídrica y dinámica del agua en una sub-cuenca de la cuenca Rafael García-Lozada*” y “*Selección de indicadores de calidad de suelo en un área piloto de la región central de la provincia de Córdoba*”. Investigador del Proyecto “*Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba*”. Coordinador Adjunto del Área de Consolidación “Planificación y Manejo de Cuencas hidrográficas” de Ingeniería Agronómica en la Fac. CC. Agropecuarias, U.N.C. Dirección postal: Fac. CC. Agropecuarias, U.N.C., Av. Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria, CC 509, Córdoba 5000 (R. Argentina). Tel.: 54 351 4334105 int. 308. Fax.: +54.351.4334118. Correo electrónico: <gesmoriz@agro.unc.edu.ar>.

Leonardo FARAGE CANSIAN

Graduação em Ecologia pela Univ. Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (2005) e Mestrado em Aquicultura em Águas Continentais (2007) pelo programa de pós-graduação em Aquicultura da Univ. Estadual “Júlio de Mesquita Filho” (CAUNESP). Atualmente desenvolve seu trabalho de doutorado que se insere na área de Ecologia da Paisagem, trabalhando diretamente com Sistemas de Informações Geográficas, Sensoriamento Remoto e *softwares* de modelagem. Tem experiência na área de Sistemas de Informações Geográficas e Ecologia, com ênfase em Ecologia da Paisagem, atuando principalmente nos seguintes temas: Ecologia da Paisagem, Sistemas de Informação Geográfica (S.I.G.), Limnologia, Ecologia aplicada, Ecologia de ecossistemas e modelagem de distribuição de espécies. Endereço postal: Av. 24, 1515, Bela Vista. Dpto. de Ecologia, UNESP. Laboratório de Ecologia Aquática. Rio Claro 13506-900 (S.P., Brasil). Tlfono.: +55.19.35269107. Correo electrónico: <lfcansian@yahoo.com.br>.

Mariela Alejandra FERNÁNDEZ

Lda. en Biotecnología, Univ. Nacional de Quilmes (R. Argentina, 2005). Ha trabajado en distintas empresas y laboratorios de investigación y desarrollo de productos derivados de la industria petrolera, y en tareas de control de calidad de aguas, efluentes y suelos. Colaboró en tareas de investigación en el Laboratorio de Micología de la Univ. Nacional de Quilmes y en el Dpto. de Inmunoparasitología del A.N.L.I.S. del Hospital “C. G. Malbrán”. Actualmente desarrolla su Tesis de doctorado en el Centro de Tecnología de Recursos Minerales y Cerámica sobre la utilización de arcillas naturales argentinas y organoarcillas para la retención de compuestos derivados de la materia orgánica del suelo (Univ. Nacional de Quilmes). Ha realizado 7 cursos de posgrado vinculados con su formación doctoral, publicado 2 artículos en revistas internacionales y participado con presentaciones en más de 20 congresos. Dirección postal: Centro de Tecnología de Recursos Minerales y Cerámica (C.I.C.-CONICET-C.C.T., La Plata), Camino Centenario y 506. C.C. 49. M. B. Gonnet 1897 (R. Argentina). Tlfono: +54.221.4840247; FAX: +54.221.4710075. Correo electrónico: <mfernandez@cetmic.unlp.edu.ar>.

José Luis FERNÁNDEZ TURIEL

Dr. en CC. Geológicas, Univ. de Barcelona y M.B.A. por la *Universitat Pompeu Fabra*, I.D.E.C (España). Especialista en movilidad de elementos trazas y modelado de sus balances de masas en procesos naturales y antropogénicos; en la actualidad en relación con las cenizas volcánicas principalmente. Ha dirigido y participado en proyectos de investigación europeos, americanos y españoles sobre Geología ambiental, Gestión de calidad del agua, Gestión de suelos contaminados y Manejo responsable de recursos geológicos. Ha publicado más de 200 artículos en revistas científicas y capítulos de libros. Investigador Científico del C.S.I.C., Vicedirector del Instituto de CC. de la Tierra *Jaume Almera* (I.C.T.J.A.) del C.S.I.C. y Responsable Científico del Laboratorio de Geoquímica elemental e isotópica (LabGEOTOP) del mismo. Dirección postal: Instituto de CC. de la Tierra “Jaume Almera”, ICTJA-CSIC, C/ Solé i Sabaris s/n, Barcelona 08028 (España). Tfono.: +34.934095410. Correo electrónico: <jlfernandez@ictja.csic.es>.

Laura Inés FLAMINI

Lda. en Enseñanza de la Química, Fac. Regional Avellaneda, Univ. Tecnológica Nacional (F.R.A.-U.T.N., Argentina). Docente de la Cátedra Complemento de Química General (F.R.A.-U.T.N.) y de los cursos de ingreso a la Univ. Nacional de Quilmes e Instituto Tecnológico Buenos Aires. Realiza tareas de investigación en un Proyecto sobre el arroyo Sarandí. Dirección postal: Av. Ramón Franco 5050. Villa Domínico 1874 (Pcia. Buenos Aires, Argentina). Correo electrónico: <lflamini@fra.utn.edu.ar>.

Griselda GALINDO

Dra. en Geología, Univ. Nacional de Tucumán (Tucumán, Argentina). Especialista en Hidrogeología, Univ. Complutense de Madrid (España). Docente e Investigadora en el Depto. de CC. Geológicas, Fac. CC. Exactas y Naturales, Directora de *Magister* en CC. Ambientales, Fac. CC. Exactas y Naturales, Univ.

Buenos Aires. y Prfa. Titular Docente Libre en la Escuela de Graduados, Programa CC. del Suelo, Fac. Agronomía, Univ. de Buenos Aires (Argentina). Integrante de la Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Directora de varios Proyectos argentinos sobre hidroquímica, en cooperación internacional con grupos españoles y chilenos, desarrollados en Sudamérica. Autora de varios artículos y capítulos de libros sobre Hidroquímica y Geofísica relativos a la problemática del agua subterránea de la región pampeana argentina. Directora de varios Seminarios de Graduación en el Área Natural (Prof. Dpto de Geografía, Fac. de Filosofía y Letras, Univ. de Buenos Aires). Evaluadora de trabajos científicos, nacionales e internacionales. Investigadora invitada en Centros de Investigación y Universidades españolas. Dirección postal: Dpto. CC. Geológicas, F.C.E.N., U.B.A., Pabellón II. Buenos Aires 1428 (R. Argentina). Tlfno: +54.11.45763329. Correo electrónico: <grigace@gl.fcen.uba.ar>.

Juan F. GALLARDO LANCHO

Dr. en Ciencias, Univ. de Salamanca (España); D. E. A. en Pedología, Univ. Nancy I (Francia). Especialista en sustancias húmicas (*W.R.D., Geological Survey, U.S.A.*). Presidente (hasta 2011) y Secretario Ejecutivo (en la actualidad) de la Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Ha desarrollado proyectos europeos y españoles sobre Biogeoquímica ambiental, Ecología forestal y Ciencia del suelo, algunos desarrollados en Iberoamérica. Ha publicado más de 250 artículos y varios libros. Prof. de Investigación del C.S.I.C. y Prf. de Universidad. Prf. Visitante o de Postgrado de varias Universidades iberoamericanas. Fue Director del C.E.B.A.-I.R.N.A./CSIC de Salamanca. Revisor de revistas internacionales. Ha recibido varios Premios. Dirección postal: C. S. I. C., IRNASa, Aptado. 257, Salamanca 37071 (España). Tfono.: +34.923272206; FAX: +34.923219609. Correo electrónico: <juanf.gallardo@csic.es>.

Felipe F. GARCÍA OLIVA

Investigador Titular, Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIEco), Universidad Nacional Autónoma de México (U.N.A.M.). Ldo. en Geografía (U.N.A.M., 1986) y Dr. en Ecología (U.N.A.M., 1992). Estancia posdoctoral (1993-1994) en la Univ. Estatal de Colorado (Fort Collins, EE. UU. de Norteamérica). Coordinador General del Programa Mexicano del Carbono (2009-2011). Actualmente Presidente de la Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental (Abril de 2011). Dirección Postal: CIEco, U.N.A.M., AP 27-3, Santa María de Guido, Morelia 58090 (Michoacán, Méjico). Tél.: +52.443.3222715; FAX +52.443.3222719. Correo electrónico: <fgarcia@cieco.unam.mx>.

Mirella GUTIÉRREZ ARZALUZ

Lda. y Maestra en Ingeniería Química; Dra. en Ingeniería Química y del Medio ambiente, Univ. de Zaragoza (España). Es profesora-investigadora en la Univ. Autónoma Metropolitana, *Campus Azcapotzalco*. Trabaja en temas de nanomateriales y calidad ambiental, particularmente en oxidación húmeda catalítica de contaminantes orgánicos de efluentes acuosos empleando reactores de membrana catalítica. Ha gozado de una estancia de investigación en el Laboratorio del grupo

de Química de Sólidos y Catálisis de la Univ. de Cádiz (España). Ha dirigido varias tesis de licenciatura y participado en redes de colaboración con Universidades españolas. Dirección postal: Univ. Autónoma Metropolitana, *Campus Azcapotzalco*, Química Aplicada. Av. San Pablo 180 Col. Reynosa, México D.F. 02200 (Méjico). Tlfono.: +52.55.53189570. Correo electrónico: <gam@correo.azc.uam.mx>.

Olga S. HEREDIA

Ingeniera Agrónoma, *Master* en CC. del Suelo, Dra. Orientación Toxicología, Univ. de Buenos Aires (U.B.A., Argentina). Prfa. Adjunta Regular de la Fac. de Agronomía, U.B.A. Prfa. Escuela para Graduados (F. A., U.B.A.). Prfa. Posgrado, Fac. CC. Veterinarias-UBA y Fac. CC. Exactas (U.B.A.). Prfa. de Posgrado de U.N.F.R., Rio de Janeiro (Brasil). Evaluadora de revistas internacionales y nacionales, y de proyectos de investigación. Ha publicado numerosos capítulos de libros y artículos en revistas indexadas nacionales e internacionales. Dirección postal: Av. San Martín 4453, Buenos Aires 1417 (R. Argentina). Tlfono.: +54.11.45248057. FAX: +54.11.45221687. Correo electrónico: <heredia@agro.uba.ar>.

Jean Claude LEPRUN

Edafólogo de la *O.R.S.T.O.M. e Institut de Recherche pour le Développement (I.R.D., Francia)*. Actualmente jubilado, trabajando en la valorización de datos originales recolectados durante 35 años en África y Brasil. Dirección postal: Rue du Pioch, Montarnaud 34570 (Francia). Correo electrónico: <jean-claude.leprun@wanadoo.fr>.

Jorge Guillermo MACHALEC

Ingeniero Químico y Magíster en Tecnología de alimentos, Univ. Tecnológica Nacional, Fac. Regional Avellaneda (U.T.N.-F.R.A., R. Argentina). Docente de la U.T.N.-F.R.A. en Ingeniería Química (desde 2001). Investigador categoría "D" del Programa de Incentivos. Integrante del Grupo de Gestión Ambiental (U.T.N.-F.R.A.) realizando evaluaciones de impacto ambiental. Dirección postal: Av. Ramón Franco 5050. Villa Domínico 1874 (Pcia. Buenos Aires, Argentina). Correo electrónico: <jmachalec@fra.utn.edu.ar>.

Alexandre MARCO Da SILVA

Ecólogo (Univ. Estadual Paulista, UNESP), Mestre e Doutor em CC. da Engenharia Ambiental (Univ. de São Paulo, U.S.P.). Atualmente é Prf. nos cursos de Engenharia Ambiental (graduação) e de Engenharia Civil e Ambiental (pós-graduação e mestrado), ambos da Unesp. Possui como principais linhas de interesse: Manejo e conservação do solo e da água, Ecologia aplicada (com ênfase em Ecologia da Paisagem) e Sistemas de informações geográficas aplicados em análises ambientais. Endereço postal: Avenida Três de Março, 511, Altos da Boa Vista, Sorocaba (S. P., Brasil), C.E.P. 18087-180. Tlfono.: +55.15.32383411. Fax: +55.15.32282842. E-mail: <amsilva@sorocaba.unesp.br>.

Luis Antonio MARCOS NAVEIRA

Ldo. en Química Agrícola, Univ. Autónoma de Madrid (1985) y Dr. en Química por la Univ. de Burgos (1997). Prf. Titular del Dpto. de Química, Univ. de Burgos (1997). Autor de diversos artículos y comunicaciones a congresos de temática medioambiental. Ha impartido conferencias en varias universidades europeas (Gran Bretaña y Suiza). En la actualidad pertenece al grupo de investigación en Ciencia y Tecnología del Medioambiente (CITEMA, Univ. de Burgos) desarrollando su investigación en la contaminación de aguas subterráneas. Dirección postal: Dpto. de Química, Escuela Politécnica Superior, Univ. de Burgos. Av. Cantabria s/n, Burgos 09006 (España). Teléfono: +34.947258937. FAX: +34.947258910. Correo electrónico: <qplamn@ubu.es>.

John Jairo MÁRQUEZ MOLINA

Ingeniero Agrícola (2004) Univ. del Valle, Univ. Nacional de Colombia, Sede Palmira (Colombia). Actualmente Jefe de Trabajos Prácticos, Cátedra de Física, con las temáticas de Dinámica de fluidos y Fenómenos de transporte. Estudiante de Doctorado, Fac. Agronomía, Univ. de Buenos Aires (U.B.A., Argentina). Dirección: Empedrado 2462, Buenos Aires (R. Argentina). Teléfono: +54.11.35321174. Correo electrónico: <marquezmolina@agro.uba.ar>.

Hernán Daniel MENGONI

Ingeniero Agrónomo. Docente de la Cátedra de Edafología, Fac. de Agronomía, Univ. de Buenos Aires (U.B.A., Argentina). Becario de la U.B.A. Ha publicado capítulos de libros y trabajos en congresos. Dirección postal: Congreso (75)-2631, General San Martín, Buenos Aires (Argentina). Correo electrónico: <hmengoni@agro.uba.ar>.

Antonio Fernando MONTEIRO CAMARGO

Biólogo e Dr. em Ecología. É professor do Departamento de Ecologia (Instituto de Biociências de Rio Claro) da Univ. Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” desde 1986. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos. As principais linhas de pesquisa em que atua são: Ecologia de bacias hidrográficas com ênfase na bacia do Rio Itanhaém (litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil), Ecologia de macrófitas aquáticas e Limnologia aplicada à Aqüicultura. Publicou 55 artigos em revistas científicas; é autor de 8 capítulos de livros e editor de um livro sobre bacias hidrográficas. Desde Agosto de 2009 ocupa o cargo de Editor Chefe da revista científica *Acta Limnologica Brasiliensia*. Endereço postal: Av. 24, 1515, Bela Vista. Departamento de Ecologia, UNESP. Rio Claro 13506-900 (S. P., Brasil). +55.19.35269107. Correo electrónico: <afmc@rc.unesp.br>.

Violeta MÚGICA ÁLVAREZ

Lda. en Química, Maestra y Dra. en Ingeniería Ambiental, Univ. Nacional Autónoma de México (U.N.A.M.). Es profesora-investigadora de la Univ. Autónoma Metropolitana (U.A.M.), *Campus Azcapotzalco*; fue Coordinadora de Investigación y de Desarrollo académico. Ha publicado más de 35 artículos en revistas

y libros internacionales indexados y alrededor de 50 Memorias internacionales *in extenso* arbitradas. Ha dirigido 3 tesis de doctorado, 17 de maestría y 19 de licenciatura. Ha participado como ponente en más de 100 eventos nacionales en internacionales. Dirección postal: Universidad Autónoma Metropolitana, Campus Azcapotzalco, Química Aplicada. Av. San Pablo 180, Col. Reynosa, México D.F. 02200 (México). Teléfono.: +52.55.53189023. Correo electrónico: <vma@correo.azc.uam.mx>.

María del Carmen NÁSER

Lda. en Enseñanza de la Química y Especialista en Ingeniería Ambiental, Univ. Tecnológica Nacional, Fac. Regional Avellaneda (R. Argentina). Docente e investigadora de la Univ. Tecnológica Nacional, Categoría "E" del Programa de Incentivos. Participa del proyecto de investigación "Diagnóstico y caracterización ambiental y sanitaria del Arroyo Sarandí". Dirección postal: Av. Ramón Franco 5050. Villa Domínico 1874 (Pcia. Buenos Aires, Argentina). Correo electrónico: <mnaser@fra.utn.edu.ar>.

Luis NOREÑA FRANCO

Ldo. en Ingeniería Química, Univ. Nacional Autónoma de México y estudios de maestría y doctorado en la Universidad de Manchester (UMIST, Inglaterra). Ha publicado más de 75 artículos en revistas, Memorias *in extenso* y libros internacionales indexados en temas de materiales, nanotecnología, polímeros y sensores. Ha tenido estancias de investigación en la Univ. Estatal de Pensilvania (U.S.A.). Ha sido responsable de diversos proyectos de investigación con financiamiento externo. Ha dirigido 2 tesis de doctorado, 4 de maestría y 7 de licenciatura. Es profesor-investigador de la Univ. Autónoma Metropolitana, Campus Azcapotzalco, siendo actualmente Jefe del Dpto. de CC. Básicas. Dirección postal: Univ. Autónoma Metropolitana, Campus Azcapotzalco, Química Aplicada. Av. San Pablo 180, Col. Reynosa, México D.F. 02200 (Méjico). Teléfono.: +52.55.5318-9570. Correo electrónico: <lnf@correo.azc.uam.mx>.

Luis Alberto NÚÑEZ RECIO

Ldo. CC. Químicas, Univ. de Valladolid (1992) y Dr. en CC. Químicas, Univ. de Burgos (1999). Prf. Asociado de Ingeniería Química, Univ. de Burgos (1996). Dirección y participación en cerca de 15 proyectos de investigación. Autor y coautor de alrededor de 20 artículos y mas de 30 comunicaciones a congresos. Ha impartido cursos y conferencias en varias universidades iberoamericanas (Argentina, Bolivia, Colombia, Chile y Cuba) sobre gestión y tratamiento de aguas residuales. En la actualidad pertenece al grupo de investigación en Ciencia y Tecnología del Medioambiente (CITEMA, Univ. de Burgos) desarrollando su investigación en procesos de tratamiento de aguas residuales y biotecnología ambiental. Dirección postal: Dpto. de Biotecnología y CC. de los Alimentos, Fac. de Ciencias, Univ. de Burgos. Pza. Misael Bañuelos s/n, Burgos 09001 (España). Teléfono: +34.947258809. Correo electrónico: <albernum@ubu.es>.

Carlos OYARZÚN ORTEGA

Bachiller en Ciencias, Univ. Austral de Chile (1976); Ldo. en Ciencias, Univ. Austral de Chile (1978); y Dr. CC. Ambientales, Univ. de Concepción de Chile (1994). Prf. de la Univ. Austral de Chile. En los últimos años su investigación ha estado enfocada en: a) Estudiar los efectos de las prácticas de manejo silvícola sobre el rendimiento hídrico y calidad del agua utilizando pequeñas cuencas experimentales; b) Evaluar los cambios de cobertura vegetal sobre la capacidad de retención de N y P en pequeñas cuencas; c) Estudiar las relaciones entre el rendimiento hídrico, crecimiento de la vegetación y evapotranspiración; y d) estudiar los controles ecohidrológicos en la exportación de nutrientes. Dirección postal: Instituto CC. de la Tierra y Evolución, Fac. de Ciencias. Univ. Austral de Chile. Valdivia (Chile). Tfono.: +56.63.221446; FAX: +56.63.293563. Correo electrónico: <coyartzun@uach.cl>.

José PASCUAL COSP

Realizó sus estudios universitarios en la Escuela Politécnica Superior y la Fac. de Ciencias de Sevilla (España) y, posteriormente, su doctorado en CC. Químicas (1990). Actualmente es Prof. Titular de Univ., Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales, Universidad de Málaga. Ha desempeñado cargos de Director de Dpto., Miembro de la Junta de Centro (E.T.S.I.I.), de la Comisión adaptación al Crédito Europeo y del Claustro de la Univ. de Málaga. Ha dictado cursos de posgrado en las Univ. de Cádiz, Jaén y Málaga (España), y en la U.L.A. de Mérida y Univ. Nacional Experimental de Táchira (estas dos últimas de Venezuela). Ha dirigido y participado en más de 36 Proyectos de Investigación Financiados por instituciones privadas y públicas, y publicado una patente; con más de 60 artículos en revistas científicas internacionales y más de 50 participaciones en congresos (últimos 10 años). Ha dirigido 3 tesis de postgrado, presidido comisiones organizadoras de Congresos (EQUIPA91, Soc. Esp. Arcillas 1999 y Soc. Esp. Cerámica y Vidrio 2001), impartiendo conferencias invitadas en las Univ. Autónoma de Barcelona, “Jaume I” de Castellón, de Cádiz, de Jaén, “Miguel Hernández” de Elche, de Santiago de Compostela y de A Coruña, Instituto de Materiales de Barcelona (España), Univ. Carlova de Praga, entre otras. Ha sido Coordinador de la Unidad Asociada “Laboratorio de materiales y superficies” del C.S.I.C. y la Univ. de Málaga. Fue Secretario de la Soc. Esp. de Arcillas y Presidente de la Soc. Española para el Fomento de la Investigación en Materiales e Ingeniería de la Fabricación (SEFIMAF) y Jefe de Servicio de Planificación y Programación de Inversiones y de Equipamiento, Asesor Técnico de la D. G. de Construcciones y Equipamiento, y de la Intervención General de la Consejería de Hacienda, ambas de la Junta de Andalucía. Dirección postal: Dpto. Ingeniería Civil, de Materiales y Fabricación. Escuela de Ingenierías, Univ. de Málaga. C/ Dr. Ortiz Ramos s/n, Teatinos 29071 (Málaga, España). Tfono: +44.952131371; FAX: +44.952131371. Correo electrónico: <jpascual@uma.es>.

M^a. Rocío PÉREZ RECUERDA

Realizó sus estudios universitarios en la Fac. de CC. Biológicas, Univ. de Málaga (España), versando su tesis doctoral sobre Microbiología (2000). Realizó *Masters* en Ecuatorías y Planificación del territorio (1977), y en Economía y Dirección de Empresas (2011), además de otros cursos para ampliar su formación. Desde 1989

hasta 1992 ha trabajado en la empresa E.M.A.S.A. como Analista de Laboratorio, realizando análisis de aguas potables y residuales, siendo Jefe del Servicio de Laboratorio, Jefe de Sección y Jefe de División (1989-2001). A partir de 2003 (y hasta la fecha) es Responsable de Calidad y de I +D en E.M.A.S.A., actuado como tutora laboral de la Fase de Formación en Centros de Trabajo de alumnos y alumnas de los Centros Educativos I.E.S. “Santa Bárbara” y “Universidad Laboral” y de la Empresa E.M.A.S.A. Ha dirigido y dirige los proyectos “*Utilización de arcillas para el tratamiento de aguas potables y residuales*”; “*Recuperación de P y N en plantas de tratamiento de aguas residuales mediante precipitación controlada de estruvita*” y “*Uso de energías renovables en la generación electroquímica de Fe(III) para su utilización como coagulante en el tratamiento de aguas potables*” subvencionados por Agencia de Innovación y Desarrollo de Andalucía (IDEA), Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa. Dirección postal: C/ San Bernardo 14, Torremolinos 29620 (Málaga, España); Tlfono. +44.952.128553. Correo electrónico: <mcald@emasa.es>.

Iván Leandro RODRÍGUEZ RICO

Graduado Ingeniero Químico. Dr. en CC. Técnicas, especialidad Química. Prf. e investigador Titular de la Univ. Central “Marta Abreu” de Las Villas (U.C.L.V., Cuba). Desarrolla investigaciones sobre Seguridad Tecnológica y Ambiental de la U.C.L.V., en especial referentes a: a) Producción más limpia en la industria del recape de neumáticos; b) Producción de muebles clínicos y empresas galvanicas; c) Simulación de estudios gammagráficos y patologías en esófago humano y arteria femoral usando reactores y técnicas estímulo respuesta; d) Desarrollo de tecnologías para obtener y usar biosorbentes de metales pesados a partir de materiales lignocelulósicos; e) Biofiltración de gases contaminados con sulfuros usando bagazo de caña de azúcar como soporte; f) Sistemas de gestión ambiental; y g) Evaluación de impacto ambiental. Imparte docencia fundamentalmente en las asignaturas Operaciones unitarias y análisis de procesos, con énfasis en Reactores químicos y biológicos. Miembro del Tribunal Nacional de Grados Científicos en Ingeniería Química (República de Cuba). Dirección postal: Univ. Central “Marta Abreu” de Las Villas. Carretera a Camajuaní, km 5,5. Santa Clara (Villaclara, Cuba). Tlfono.: +53.42.211826. Correo electrónico: <ivanl@uclv.edu.cu> e <ivanrrico@yahoo.com>.

Francisco Javier RODRÍGUEZ VIDAL

Ldo. en Química, Univ. de Oviedo (1992) y Dr. en Química, Univ. de Burgos (1998). Prf. Titular del Departamento de Química, Univ. de Burgos (1999). Autor principal de 16 publicaciones en revistas científicas de temática medioambiental (*Water & Environ. J., Ozone Sci. & Engineering, etc.*), 40 comunicaciones a congresos científicos; autor de un libro monográfico sobre potabilización de aguas y coautor de otros dos libros. Ha impartido cursos y conferencias en varias universidades iberoamericanas (Argentina, Cuba y Costa Rica). En la actualidad pertenece al grupo de investigación en Ciencia y Tecnología del Medioambiente (CITEMA, Univ. de Burgos), desarrollando su investigación en la aplicación de ozono en procesos de tratamiento de aguas (naturales y residuales). Dirección postal: Dpto. de Química, Escuela Politécnica Superior, Univ. de Burgos. Av. Cantabria s/n., Burgos 09006 (España). Tlfono: +34.947258914. FAX: +34.947258910. Correo electrónico: <qpvito@ubu.es>.

Eduardo Juan RUIZ POSSE

Ingeniero Agrónomo (1986). *Mestre em Sensoriamento Remoto*, Univ. Federal do Río Grande do Sul (Brasil, 1996). Prf. Asociado, Cátedra de Topografía. Director de Dpto. Ingeniería y Mecanización Rural, Fac. CC. Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba (U.N.C., Argentina). Investigador del Proyecto “*Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba*”. Dirección postal: Fac. CC. Agropecuarias, U.N.C., Av. Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria, CC 509, Córdoba 5000 (R. Argentina). Tlfono.: +54.351.4334105 (int. 308). FAX: +54.351.4334118. Correo electrónico: <ruizpose@agro.unc.edu.ar>.

Carlos SÁNCHEZ

Ingeniero Químico y Especialista en Ingeniería Ambiental, Univ. Tecnológica Nacional, Fac. Regional Avellaneda (U.T.N.-F.R.A., Argentina); Secretario y Docente del Departamento de Ingeniería Química (U.T.N.-F.R.A.). Investigador con categoría “D” del Programa de Incentivos. Prf. Titular de la Cátedra de Control Estadístico de Procesos. Integrante del Grupo de Gestión Ambiental (U.T.N.-F.R.A.) donde realiza tareas relacionadas con evaluaciones de impacto ambiental, certificación de calidad de productos y auditorías ambientales. Dirección postal: Av. Ramón Franco 5050. Villa Domínico 1874 (Pcia. Buenos Aires, Argentina). Correo electrónico: <csanchez@fra.utn.edu.ar>.

Roberto SERENO

Prf. Titular, Fac. de CC. Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba (U.N.C., Argentina). Ldo. en Química, Orientación Físicoquímica, Dr. en Físicoquímica (1974). Investigador principal del Proyecto “*Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba*”, Director del Proyecto “*Calidad de compost para su utilización como enmienda orgánica para suelos de uso agrícola*” e Investigador del Proyecto “*Sostenibilidad del monocultivo de soja en la región centro-norte de la provincia de Córdoba*”. Dirección postal: Fac. CC. Agropecuarias, U.N.C. C.C. 509, Córdoba 5000 (R. Argentina). Tlfono.: +54.351.4334105 (int. 308). Correo electrónico: <rsereno@agro.unc.edu.ar>.

Marcelo Silvano De SIERVI

Jefe de Trabajos Prácticos, Cátedra de Química Analítica, Fac. Agronomía, Univ. de Buenos Aires (U.B.A., Argentina). Ingeniero Agrónomo de la Fac. Agronomía (U.B.A.; 15/12/1995). *Magister Scientiae*, área CC. del Suelo, Fac. Agronomía (U.B.A.). Ha dirigido y dirige tesis de grado. Ha sido y es Prof. invitado en cursos de posgrado en relación con el ambiente y metales pesados. Ha presentado más de 25 comunicaciones en congresos nacionales e internacionales relacionados con la Química y el Ambiente. Ha publicado numerosos trabajos científicos en revistas nacionales e internacionales y en capítulos de libros. Desde 1997 integra el equipo interdisciplinario conformado en la Cátedra de Química Analítica y de la de Manejo y Conservación de Suelos (Fac. de Agronomía) y de la de Higiene y Sanidad (Fac. de Farmacia y Bioquímica), ambas de la U.B.A., más el Museo de CC. Naturales

“Bernardino Rivadavia” y la Comisión Nacional de Energía Atómica argentina para realizar un seguimiento integral del proceso de contaminación en la cuenca Matanza-Riachuelo (Argentina). Tuvo y tiene participación como colaborador en asignaturas de Ingeniería Agronómica. Se desempeñó como Consultor Ambiental contratado por el Crédito BID 940 OC-AR en el Municipio de Lanús (Provincia de Buenos Aires; 2003 al 2008). Desde 2009 es inspector de Producciones Orgánicas Certificadas de la Empresa ARGENCERT S. A., recorriendo en toda su extensión la R. Argentina y visitando tanto producciones agrícolas, pecuarias como agroindustriales. Correo electrónico: <desiervi@agro.uba.ar>.

Cristina SPELTINI

Ingeniera Química, Univ. Nacional de La Plata (Argentina). *Magíster* en Enseñanza de las Ciencias, Univ. Nacional de Tucumán (Argentina). Especialista en Ingeniería Ambiental, Univ. Tecnológica Nacional. Directora y Prfa. Titular del Departamento de Ingeniería Química, Univ. Tecnológica Nacional, Fac. Regional Avellaneda (Argentina). Coordinadora de numerosos Estudios de Impacto Ambiental y Auditorías Ambientales. Directora de Proyectos de Investigación en la Univ. Tecnológica Nacional y la Univ. de Buenos Aires. Investigadora categoría “B”. Ha dirigido tesis de grado y de maestría. Dirección postal: Av. Ramón Franco 5050. Villa Domínico 1874 (Pcia. Buenos Aires, Argentina). Correo electrónico: <cspeltini@fra.utn.edu.ar>.

Miguel TORRES RODRÍGUEZ

Ldo. y Maestro en Ingeniería Química, Instituto Politécnico Nacional; Dr. en Ingeniería de procesos, Univ. *Claude Bernard* (Lyon, Francia). Es Prf. investigador de la Univ. Autónoma Metropolitana, *Campus* Azcapotzalco (México). Trabaja en Control ambiental, tecnología de membranas y celdas de hidrógeno. Fue Coordinador de Planeación, Coordinador de Investigación, Jefe de Área en diferentes gestiones y responsable de Proyecto bilateral con una Univ. brasileña. Ha publicado más de 20 artículos en revistas y libros internacionales indexados y alrededor de 30 Memorias *in extenso* arbitradas. Ha dirigido 11 tesis de maestría y 19 de licenciatura. Ha participado como ponente en más de 70 eventos nacionales e internacionales. Dirección postal: Univ. Autónoma Metropolitana, *Campus* Azcapotzalco, Química Aplicada. Av. San Pablo 180, Col. Reynosa, México D.F. 02200 (México). Tlfono.: +52.55.53189570. Correo electrónico: <trm@correo.azc.uam.mx>.

Rosa M. TORRES SÁNCHEZ

Dra. en Ciencias, *Université Catholique de Louvain-la-Neuve* (Bélgica, 1983). Desempeña su actividad como investigador del CONICET argentino. Ha obtenido un premio nacional a la investigación. Se ha especializado en caracterización de materiales arcillosos, componentes de suelos, determinación de cargas eléctricas superficiales y en procesos de absorción de contaminantes metálicos y agroquímicos. Ha sido Prfa. de universidades nacionales y Profesora/Investigadora visitante en universidades nacionales, europeas, de EE. UU. de N. América y de Japón. Participa en diversos proyectos de investigación sobre utilización de arcillas

como adsorbentes de contaminantes para su modelado en suelos, para síntesis de nuevos materiales, adsorbentes de metales y como bactericidas, aplicación en la descontaminación de aguas y la inclusión de organoarcillas en polímeros. Ha publicado 80 artículos en revistas internacionales y 14 capítulos de libros. Ha dirigido 4 tesis doctorales y 7 trabajos de fin de curso; en la actualidad dirige 4 tesis y co-dirige 2. Revisora regular de revistas internacionales y proyectos de investigación nacionales. Miembro del Consejo Directivo del C.E.T.M.I.C. Dirección Laboral: Centro de Tecnología de Recursos Minerales y Cerámica (C.I.C.-CONICET-C.C.T., La Plata), Camino Centenario y 506, C.C. 49. M. B. Gonnet 1897 (R. Argentina). Teléfono: +54.221.4840247; FAX: +54.221.4710075. Correo electrónico: <rosats@cetmic.unlp.edu.ar>.

Cecilia Inés VETTORELLO

Prfa. Ayudante A, Fac. CC. Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba (U.N.C., Argentina). Prfa. Enseñanza Primaria (1990); Ingeniera Agrónoma (1999); *Master* en CC. Agropecuarias, Mención Gestión Ambiental (2008). Investigadora de los Proyectos “*Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la Provincia de Córdoba*” y “*Estudios de erosión hídrica y prácticas de control en una subcuenca de la cuenca Rafael García-Lozada*”. Directora del Proyecto “*Calibración de un instrumento de tamizado en húmedo para la determinación de estabilidad estructural en húmedo de los suelos de un área piloto de la Provincia de Córdoba*”. Directora de tesinas de especialización en Cultivos de Granos (Univ. Buenos Aires). Directora de tesinas en Tecnicatura en Agronomía-E.S.I.L., Villa María (Córdoba). Tutora de pasantías de Iniciación profesional, Fac. CC. Agropecuarias, U.N.C. Dirección postal: Fac. CC. Agropecuarias, U.N.C., C.C. 509, Córdoba 5000 (R. Argentina). Tel.: +54.351.4334105/16/17 (int. 308). Correo electrónico: <cvettore@agro.unc.edu.ar>.

ÍNDICE

<i>Presentación</i>	23
<i>Prólogo</i>	25
<i>Parámetros edáficos, hídricos y de cultivos en cuencas de la región semiárida de Córdoba (Argentina). Parte I: Labranza convencional.</i> M. R. Ateca, A. M. Aoki y R. Sereno	27
<i>Proposta de protocolo para elaboração de banco de dados para rios de bacias hidrográficas utilizando S.I.G. L.F. Cancian, A.F.M. Camargo e S.F.B. Ferraz</i>	55
<i>Cambios en las propiedades edáficas de un Argiudol típico con agregado de enmiendas orgánicas y producción hortícola.</i> M. Elvira Conti, E. Gómez, M. G. González, R. Comese y G. Moreno	71
<i>Evaluación de una bentonita argentina y otra española productos de tratamientos mecánicos para la potabilización de aguas.</i> M.A. Fernández, J. Pascual Cosp, R. Pérez Recuerda, M.C. Assiego Larriva y R.M. Torres Sánchez	85
<i>Relación cronoespacial de la calidad de suelo y agua bajo producción intensiva de ganado bovino.</i> Olga S. Heredia, Hernán D. Mengoni y John J. Márquez Molina.....	99
<i>Físicoquímica das águas superficiais do Nordeste brasileiro: Relações com a origem, os solos, e a vegetação. Implicações para a irrigação.</i> J. C. Leprun, M. Brossard e F. Barreto Rodrigues e Silva	121
<i>Presencia de metales pesados en ecosistemas acuáticos: La biosorción como técnica para su eliminación.</i> M ^a . Á. Martín Lara, G. Blázquez García, I. L. Rodríguez Rico y M. Calero de Hoces.....	151
<i>Producción de hojarasca de bosques pertenecientes a una secuencia sucesional de espinal mesopotámico (R. Argentina).</i> C. A. Mendoza, J. F. Gallardo Lancho, P. G. Aceñolaza, M. B. Turión Nieves y V. Pando... ..	177
<i>Contaminación de la zona lacustre de Xochimilco en la Ciudad de México.</i> V. Mugica, Y. Carreón, M. Gutiérrez, M. Torres y L. Noreña	197

<i>Servicios ecosistémicos de los bosques nativos del centro-Sur de Chile: Cantidad y calidad de agua.</i> C. E. Oyarzun	215
<i>Materia orgánica natural del agua y su reactividad durante el proceso de potabilización.</i> F.J. Rodríguez Vidal, L.A. Marcos Naveira y L.A. Núñez Recio	233
<i>Calidad de agua subterránea en el Partido de Esteban Echeverría (Cuenca Matanza-Riachuelo (Buenos Aires, Argentina)).</i> M. De Siervi, S. Pool, M.L. Kandrachoff, A. Silva Busso, A.F. de Iorio, S. Korol y A. Gallego	259
<i>Diagnóstico ambiental del arroyo Sarandí (Buenos Aires, R. Argentina).</i> C. Speltini, M. C. Naser, G. Coppo, J. Machalec, N. Capato, M. Pía Devescovi, C. Sánchez, A. Alonso y L. Flamini	277
<i>Parámetros edáficos, hidrológicos y de cultivo en cuencas de la región semiárida de Córdoba (Argentina). Parte II: Comparación de sistemas de manejo del suelo.</i> C.I. Vettorello, G.F. Esmoriz, R.L. Luque y R. Sereno	295

PRESENTACIÓN

Se suma este nuevo libro al fondo editorial de la SiFyQA complementando un aspecto que no había sido abordado en las obras anteriores con suficiencia. En los 14 trabajos finalmente aceptados y seleccionados (la mitad procedentes de Argentina, dos de Brasil, más otros dos de España; uno de Chile y otro Méjico; y el restante fruto de una colaboración hispanoargentina) se exponen temáticas donde dominan los trabajos que abordan fundamentalmente la calidad de agua (6), estando seguidos de aquellos otros que versan sobre el manejo de suelos (3), más o menos en relación con la dinámica hídrica; dos más tratan sobre ecosistemas forestales del Cono Sur y, de los tres restantes, uno versa sobre manejo integral de cuencas, otro sobre la importancia del manejo ganadero sobre calidad de agua y suelo, más un último sobre la importancia de las arcillas en la depuración de las aguas.

La interacción de agua y suelo es lo que permite la instalación de la vida, controlando, por ejemplo, la vegetación que desarrolla sobre la superficie edáfica. Pero aguas y suelos están también muy relacionados; una correlación entre ambos aspectos indica fehacientemente que la cantidad de materia orgánica edáfica está directamente relacionada con la cantidad de lluvia (sólo matizada por la temperatura ambiental). El ser humano, en su actividad, ha utilizado el agua para aumentar sus producciones agrícolas y forestales (solo hay que observar el milagro de la Mendoza argentina), pero muchas veces no ha advertido que, por el hecho anterior, el riego suplementario ha aumentado los contenidos orgánicos edáficos en cantidad muy significativa. En realidad si los bonos de carbono alguna vez se hicieran una realidad universal el riego debería ser contemplado definitivamente como beneficiario (esto es, debería ser subvencionado a través de las nuevas ecotasas), dado que ha contribuido significativamente y en corto tiempo (sin haber sido nunca contabilizado) a aumentar la captura de carbono atmosférico.

Aunque Iberoamérica ha tenido la fortuna de ser un gran reservorio de agua, ésta no se distribuye de manera uniforme en todas sus áreas; mientras que tienen grandes reservas la Amazonía y ciertas áreas caribeñas, otras partes carecen de ella tanto en cantidad como en calidad, sufriendo carencias de ambas características el Norte mejicano, el litoral Centro-Oeste del Pacífico, los altiplanos (páramos y punas) o algunas áreas del Norte de la Gran Colombia, donde a veces incluso para encontrar agua potable se hace problemático, siendo un simple sueño instalar regadíos, tan necesarios para asegurar la base alimentaria.

Este libro aborda algunos de estos problemas básicos, por lo que espero merezca la atención del lector y sea útil para los estudiosos del tema, en especial para aquellos que, por iniciar el Tercer Ciclo (esto es, su camino hacia el doctorado), necesitan ejemplos claros de problemáticas ambientales reales existentes en Iberoamérica y que, sin duda, están limitando su desarrollo económicosocial.

Juan F. GALLARDO LANCHO.

Secretario Ejecutivo de la SiFyQA.

Salamanca, 6 de Enero de 2012
(festividad de los Reyes Magos de Oriente).

PRÓLOGO

Felipe García Oliva

Presidente de la S.i.F.yQ.A.

La **degradación ambiental** está considerada como uno de los principales problemas que enfrenta actualmente la humanidad. Esta degradación ha sido consecuencia de la gran demanda de recursos naturales dado el acelerado crecimiento demográfico, así como también al modelo de desarrollo socioeconómico (que no incluye el uso sostenible de los ecosistemas), intensificado desde finales del siglo XIX y que ha tenido un crecimiento sin precedente en las dos últimas décadas. La magnitud de este problema ha modificado inclusive la química atmosférica terrestre, lo cual a su vez ha cambiado los patrones climáticos globales.

Para poder enfrentar esta problemática es necesario diagnosticar los efectos de las actividades humanas sobre la dinámica de los ecosistemas, así como la vulnerabilidad de éstos ante las consecuencias del Cambio Climático Global (C.C.G.). En otras palabras, es prioritario proponer acciones adecuadas para poder reducir la intensidad de la degradación de los ecosistemas (**mitigación**), así como también para poder enfrentar los problemas derivados del C.C.G. (**adaptación**). Para ello es importante realizar estudios que diagnostiquen los efectos de las actividades humanas, así como conocer el funcionamiento de los ecosistemas para poder establecer los posibles escenarios con los cuales enfrentarse.

Actualmente la población mundial es de 7.000 millones de habitantes (O.N.U., 2011) y la agricultura utiliza el 11 % de la superficie terrestre. Sin embargo, el 25 % de estas tierras cultivadas presentan altos niveles de degradación (F.A.O., 2011). Así mismo la **demandas de uso de agua** se ha triplicado en los últimos 50 años principalmente a partir de 1970 (cuando se incrementó el uso de irrigación para la agricultura; UNESCO, 2009). En el 2000 se estimó que el 70 % de la demanda mundial de agua fue solicitada por la agricultura, seguida de la industria (con un 20 %) y el uso doméstico (10 % restante, principalmente urbano; UNESCO, 2009). El reto para los próximos 10 años (con una estimación de que la población mundial alcance los 9.000 millones de habitantes) es el fuerte incremento de la demanda de mayor cantidad de alimentos y agua para satisfacer las necesidades de esta enorme población humana. Por tanto, el tema principal a solucionar en un futuro cercano es cómo reducir la desnutrición mundial, para lo cual es fundamental que la tasa de producción de alimentos sea mayor que la del crecimiento de la población, requiriéndose una mayor disponibilidad de suelos productivos y de agua para la agricultura.

A pesar de que esta problemática es de carácter global existen pocos estudios sobre ello en algunas regiones, entre las cuales se encuentra Iberoamérica. Esta región ocupa el 14,5 % de la superficie continental del Planeta y contiene el 9,4 % de la población mundial (O.N.U., 2011). Desafortunadamente se estima que el 73 % de las tierras áridas de Iberoamérica tienen algún grado de degradación (Dregne

y Chou, 1994). Así mismo en las regiones tropicales la mayor emisión de CO₂ por deforestación es atribuible a Iberoamérica (desde 1970 hasta la fecha); por ejemplo, en el 2011 la citada región emitió casi el doble de cantidad de CO₂ por deforestación que la zonas tropicales de Asia y África (*Global Carbon Project*, 2011).

Por otro lado Iberoamérica tiene el 29 % del agua dulce disponible para las actividades humanas (87.000 y 297.000 Hm³ año⁻¹, datos referidos a Iberoamérica y global respectivamente) lo que le otorga el privilegio de disponer de la mayor cantidad de agua dulce *per capita* (UNESCO, 2009). Sin embargo, la distribución de este recurso no es homogénea en la región, ya que está concentrado principalmente en la zona tropical húmeda, existiendo áreas donde llueve menos de 100 mm anuales (v. g., desierto de Atacama o Norte de México) y otras donde la precipitación es mayor de 5.000 mm anuales (v. g., Amazonía). En el 2000 se estimó que en Iberoamérica el 71 % de la demanda de agua fue a la agricultura, el 10 % para la industria y el 19 % para uso doméstico (UNESCO, 2009).

A la demanda del agua se añade el tema de su **contaminación**, asunto pobremente estudiado en esta región. Esto implica que no sólo se han sobreexplotado las fuentes de este recurso, sino que se ha degradado de manera significativa dicho recurso hídrico.

Por todo lo anterior la publicación de estudios de caso sobre el diagnóstico del uso del **agua y suelos** en diferentes países en Iberoamérica es muy bien recibida. Ello es debido a que a partir de estos trabajos se redactan los reportes regionales y, sobre todo, se movilizan las capacidades locales para poder enfrentar los retos actuales de mitigación y adaptación a los problemas ambientales. En el presente libro se publican 14 trabajos de diferentes países de Iberoamérica que contribuyen a la construcción de soluciones a las problemáticas regionales y que, sin duda, tienen implicaciones globales.

Morelia (Michoacán, México), Enero 2012.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Dregne H.E. y N.T. Chou. 1994. Global desertification dimensions and costs. En: H.E. Dregne (ed.) *Degradation and Restoration of Arid Lands*. Texas Technical University, Lubbock (U.S.A.).
- F.A.O. 2011. *The state of the World's land and water resources for food and agriculture (SOLAW). Managing systems at risk*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- Global Carbon Project*. 2011. Consultado en: <www.globalcarbonproject.org/carbonbudget>.
- O.N.U. 2011. *Estado de la Población Mundial 2011. Report*, Fondo de Población de las Naciones Unidas, Nueva York.
- UNESCO. 2009. *The United Nations World water development Report; 3. Water in a changing World*. UNESCO, Londres.

PARÁMETROS EDÁFICOS, HÍDRICOS Y DE CULTIVOS EN CUENCAS
DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA DE CÓRDOBA (ARGENTINA)
PARTE I: LABRANZA CONVENCIONAL

María Rosa Ateca, Antonio Marcelo Aoki,
Eduardo Ruiz Posse y Roberto Sereno

Facultad de Ciencias Agropecuarias. U.N.C., Valparaíso s/n. CC 509 Capital. Córdoba
5000 (Argentina).

E-mails: <marateca@agro.unc.edu.ar>; <aaoki@agro.unc.edu.ar>; <ruizpose@agro.
unc.edu.ar>; <rsereno@agro.unc.edu.ar>.

Resumen: Los ensayos a escala de parcela agrícola pueden mostrar la heterogeneidad en el contenido de agua del suelo que afecta los rendimientos del cultivo. Este estudio tiene como objetivos caracterizar las propiedades físicas e hídricas del suelo, su dinámica de agua y la respuesta del cultivo de soja implantado. La zona está ubicada en la Región Semiárida Central de la Provincia de Córdoba (Argentina). Los suelos son *Haplustoles*. Tienen aptitud agrícola-ganadera; sin embargo, predomina la agricultura. La soja es el cultivo que se expandió con mayor intensidad en los últimos años. Los ensayos se realizaron en una microcuenca de 9,8 ha a partir del año 1990. Sobre la base de una cuadrícula de 57 puntos se midió contenido de agua del suelo hasta -1,0 m de profundidad; mediante el empleo de técnicas geoestadística se eligieron 11 puntos en los cuales se midió el agua edáfica hasta -2,6 m. Se realizaron observaciones meteorológicas. Mediante observaciones periódicas se siguió el comportamiento fenológico y fenométrico del cultivo. Se caracterizó física, química e hidrológicamente el horizonte superficial. Se observó que el contenido del agua y la eficiencia en el uso de la misma por el cultivo no fue homogéneo en el área de la microcuenca, presentándose diferencias en los puntos de muestreo. Se agrupó los puntos medidos en tres conglomerados. Se encontró estabilidad temporal en el contenido de humedad del suelo. La topografía presentó sus efectos sobre el contenido de humedad del suelo y, en consecuencia, en la respuesta del cultivo en los distintos puntos. En los años con abundantes precipitaciones se homogeniza el comportamiento de los puntos de medición, independientemente de la ubicación topográfica. En cambio en los años secos, se observó una variabilidad espacial del contenido de humedad del suelo. Se realizó la zonificación de la microcuenca en tres zonas con características homogéneas que permitió la selección de puntos representativos donde realizar los balances hídricos del suelo y la simulación de procesos hidrológicos. El conocimiento de estas zonas homogéneas es un aporte importante para la implementación de un sistema de agricultura de precisión porque define comportamientos que son estables en el tiempo y, por tanto, permiten un manejo específico del área cultivada.

Palabras clave: Humedad del suelo, microcuenca, variabilidad espacial y temporal, soja, zonificación.

**Soil, hydrological and crop parameters in agricultural
microwatersheds of the Semiarid Region of Córdoba, Argentina
Part I: Conventional tillage**

Abstract: *The trials at agricultural plot level may show the heterogeneity in the water content of soil that affects crop yields. This study aims to characterize water and physical properties of soil, the dynamics of water and the response of implanted soy bean cultivation. The area is located in the region semiarid Central of the province of Córdoba (Argentina). The soils are Haplustoles. They are favorable to be farmed, however, agriculture is predominant. The soybean is the cultivation expanded with greater intensity in recent years. The trials were done in a 9.8 ha microwatershed from 1990. On the basis of a grid of 57 points was measured soil water content up to -1,0 m in depth, and through the use of technical geostatistics 11 points are select, where soil water is measured up to -2.6 m. Climate observations were made in situ. Through regular observations, it was registered the behavior to phenological and phenometric changes of the culture. Physical, chemical and hydrological properties of the surface horizon were characterized. It was noted that the soil content of the water and its efficient use by the crop was not homogeneous in the area of the watershed, giving differences in results. The points measured were grouped in three clusters. It was found temporary stability in soil moisture contents. The topography provokes its effects on the soil moisture content and, therefore, in the response of the crop in the different points. Years with abundant precipitation, homogenised the behavior of the measured points, regardless of the topographic situation. However, in dry years, spatial variability of soil moisture content was observed. The zoning of the watershed was conducted in three areas with homogeneous characteristics that allows the selection of representative points which permit water budgets in the soil and hydrological process simulation. The knowledge of these homogeneous areas is an important contribution to the implementation of a system of precision agriculture, because it defines behaviors that are stable over time and therefore allows a specific management of the cultivated area.*

Key words: Soil water, agricultural watershed, temporal and spatial variability, soybean, zoning.

INTRODUCCIÓN

La República Argentina se caracteriza por ser un país agrícola-ganadero. La principal fuente de ingresos está relacionada con la exportación de granos; en los últimos años las cosechas superaron los registros históricos. Este comportamiento puede ser atribuido a las condiciones climáticas favorables que han permitido la expansión del área sembrada, aunque también a la tecnología utilizada (que implica desde la selección de cultivares hasta las prácticas de

manejo del sistema agrícola acordes a las características regionales; Sierra *et al.*, 1995; Cap, 2000).

En la región central del país (provincia de Córdoba), donde el clima es de tipo subhúmedo seco y mesotermal, el sistema que predomina es la agricultura de secano. Este sistema depende fundamentalmente de la adaptación de los cultivos al agua aportada por las precipitaciones y a las condiciones térmicas (Casagrande y Vergara, 1996). En la región mencionada y durante en los últimos treinta años han ocurrido importantes cambios en el uso de la tierra dedicada a agricultura, además de un avance de esta sobre áreas ocupadas anteriormente por la ganadería (Viglizzo *et al.*, 2001). Esta agriculturización se caracterizó, a partir de la década del 80, por un creciente predominio de soja en monocultivo en reemplazo de otros cultivos como sorgo, maíz, trigo, girasol y maní. Inicialmente ocurrió en sistemas convencionales de labranza caracterizados por la remoción del suelo y la escasa o nula permanencia de rastrojos en superficie. El predominio de este manejo por más de tres décadas derivó en la degradación del recurso suelo, principalmente por la pérdida en la fertilidad, alteraciones en los procesos biológicos, disminución en el contenido de carbono orgánico edáfico (C.O.S.), disminución en la disponibilidad de nutrientes, cambio en la estructura del suelo e incremento del escurrimiento superficial que provocaron serios procesos de erosión. Hacia fines de la década de los 80 los sistemas evolucionaron hacia los llamados conservacionistas, dentro de los cuales el sistema de siembra directa (caracterizado por el no laboreo), es actualmente el de mayor adopción en la región (Salas *et al.*, 2005; Steinbach y Álvarez, 2007).

En función de estas problemáticas en esta región es de suma importancia la comprensión del ciclo hidrológico del agua. Por lo tanto, es primordial estudiar la dinámica del agua en el suelo, la magnitud de la demanda atmosférica que genera un proceso evapotranspirativo y, también, el comportamiento de las plantas que exploran con sus raíces el suelo hasta distintas profundidades. A este planteamiento general se debe agregar que todos estos procesos presentan una variabilidad espacial y temporal resultante de interacciones entre las características del sistema suelo-agua-planta (Timlin *et al.*, 1998; Vollman *et al.*, 2000).

Entre las problemáticas relacionadas con el ciclo hidrológico en la región central de la Provincia de Córdoba adquieren una relevancia singular los procesos de erosión hídrica. El incremento de la escorrentía y el arrastre de partículas provocan un sinnúmero de daños, tanto en el orden privado como en el público. Estos daños que ocurren en el medio rural con cada lluvia tienen un costo económico y social elevado, y frecuentemente se producen sin que ocurran eventos de crecidas importantes. Esta problemática se enmarca dentro de una realidad nacional de deficiente conocimiento del grado y distribución de la degradación física, química y biológica de los suelos (Cisneros *et al.*, 1997), sumado a una escasa percepción de la

gravedad del problema por parte de nuestros productores y de la sociedad en su conjunto.

Por lo tanto, para comprender los distintos componentes del ciclo hidrológico y su incidencia sobre la erosión y el comportamiento de los cultivos bajo labranza convencional el Grupo de Gestión Ambiental de Suelos y Agua de la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba realiza, desde el año 1992, diversos estudios en una microcuenca de 9,8 ha. Es importante resaltar la necesidad de considerar a la cuenca hidrológica como unidad de planificación y al agua como elemento vinculante.

Los **objetivos** que se fijaron en las sucesivas etapas de estudio fueron: Caracterizar la microcuenca en cuanto a topografía y suelo; seleccionar sitios de ensayos dentro de la microcuenca; y caracterizar la distribución espacial del agua en el suelo y su dinámica, correlacionándola con el desarrollo del cultivo.

MATERIAL Y MÉTODOS

1. Zona de estudio

La zona de estudio o unidad operacional es una cuenca agrícola de 9,8 ha delimitada mediante la construcción de bordos que presenta una pendiente oeste-este. Esta superficie es funcionalmente comparable a un lote agrícola y se denomina microcuenca porque se considera que una cuenca elemental; tiene una superficie de 100 ha.

Se ubica en la región semiárida central de la República Argentina, a 25 km al sur de la ciudad de Córdoba (31° 24' S, 64° 11' W). Según la clasificación climática de Köppen (1931) el clima de la región corresponde al tipo seco subhúmedo, mesotermal, con distribución monzónica de las lluvias (82,3 % en el semestre Octubre - Marzo). La precipitación media anual es de 750 mm a⁻¹ y la temperatura media anual 17,2 °C (siendo la temperatura del mes más cálido 24,2 °C y la del mes más frío 10,4 °C).

En la zona de estudio se registraron los datos climáticos durante el período 1992-2000 con una estación meteorológica automática (*Davis Weather Monitor II*) situada en la microcuenca. Con dichos datos se estimó el balance hidrológico según la metodología de Thornthwaite (1948; Fig. 1). Los valores de evapotranspiración mensual más elevadas ocurren en los meses de Diciembre, Enero y Febrero y los más bajos durante Junio y Julio.

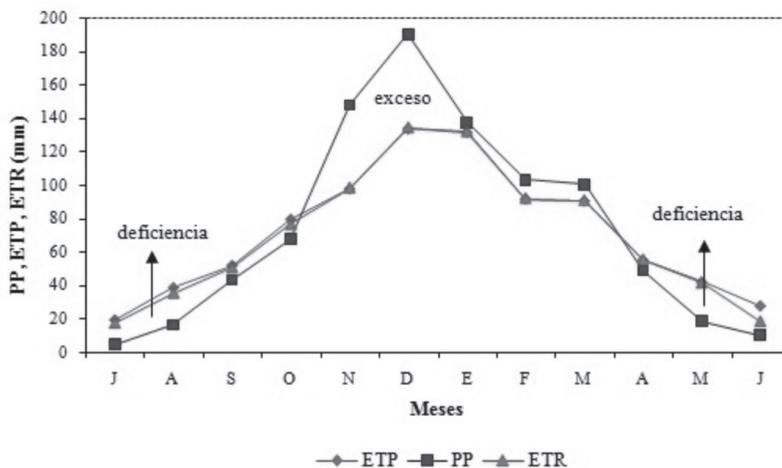


Figura 1. Balance hídrico climático estimado según la metodología de Thornthwaite, con los datos climáticos del lugar del ensayo.

Como se observa en la Fig. 2 la cuenca se encuentra ubicada geomorfológicamente en la denominada Pampa Loésica Alta (Moscateli y Puentes, 1996). Este es un bloque elevado con pendiente regional hacia el Este bastante uniforme, con gradientes en el mismo sentido, que oscilan entre el 0,5 y el 2 %. Está parcialmente sepultado por depósitos de piedemonte y totalmente cubierto por una potente acumulación eólica franco limosa. En el borde occidental de esta Pampa es frecuente observar fenómenos erosivos debidos tanto al grado y longitud de las pendientes, como al inadecuado laboreo de los suelos.

Fitogeográficamente la zona de estudio se encuentra en la provincia del Espinal (Luti *et al.*, 1977). La vegetación natural conformaba un bosque abierto donde se destacaban especies arbóreas como algarrobo blanco (*Prosopis alba*), algarrobo negro (*P. nigra*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*) y entre las herbáceas predominaban especies de los géneros *Chloris*, *Paspalum*, *Setaria*, *Trichloris*, *Stipa*, *Poa*, *Bromus*, entre otras. En la actualidad, la actividad principal la constituye la agricultura con especies de ciclo primavero-estival de grano grueso, predominando el cultivo de soja. Actualmente son escasas las áreas con vegetación natural, por lo que se han modificado en gran medida los valores de cobertura y protección del suelo.

La región posee aptitud agrícola-ganadera. Sin embargo, en la microcuenca se realizó hasta el año 2005 monocultivo de soja con labranza convencional para la zona en sentido perpendicular a la pendiente. La labranza convencional en la región resulta de utilizar como aperos de labranza la rastra de disco (doble acción o excéntrica), el cincel y el cultivador de campo. La secuencia comúnmente es: Doble acción con cincel y doble acción con rastra de dientes como último trabajo antes de la siembra. La pasada de doble acción tras del cincel suele ser sustituida por cultivador de campo.

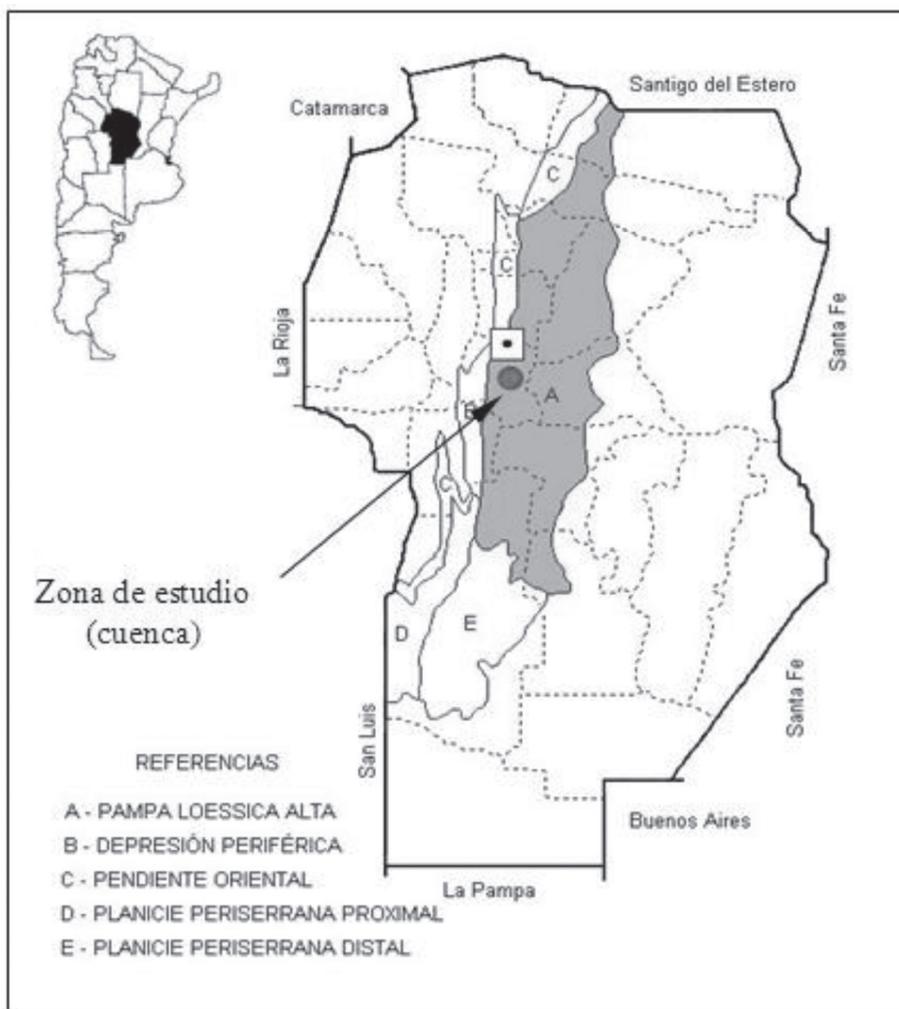


Figura 2. Ubicación de la zona de estudios dentro de los principales Ambientes Geomorfológicos de la Provincia de Córdoba (Argentina) con problemas de erosión hídrica.

A partir del año 2005 hasta la fecha se realiza monocultivo de soja bajo el sistema de siembra directa. Si bien en el presente Capítulo se centra en la discusión de los efectos de la labranza convencional, cabe destacar el crecimiento de la utilización en nuestra zona y los evidentes beneficios en el control de los procesos de erosión hídrica del sistema de la siembra directa como se ilustrará en un trabajo posterior.

Las variedades de soja utilizadas pertenecieron a los Grupos de madurez IV o VI según recomendaciones para la región (Baigorri *et al.*, 1997) y de acuerdo a las condiciones meteorológicas que permitieron siembras tempranas o tardías. La densidad de siembra 32-40 plantas m² y 0,70 m la separación entre surcos.

Mediante observaciones periódicas se siguió el comportamiento fenológico (Fehr y Caviness, 1977) y fenométrico del cultivo. Para ello se tomaron cuatro plantas a ambos lados de 13 tubos de aluminio instalados para medir humedad del suelo. En esas ocho plantas se observaron las fases vegetativas y reproductivas con periodicidad semanal o quincenal.

Se midió la altura de las plantas como el aspecto que representa el crecimiento del cultivo y un carácter agronómico afectado por la variabilidad espacial del suelo (Vollmann *et al.*, 2000) y su influencia en el intercambio de energía que influye en el proceso evapotranspirativo. A los fines de efectuar un análisis comparativo entre los lugares de muestreo y todo el lote se realizaron durante las campañas observaciones fenológicas y fenométricas en los 57 puntos obtenidos por una cuadrícula de la microcuenca.

Al momento de la cosecha se obtuvieron los componentes del rendimiento (producción de biomasa y de granos) de una superficie de 2 m² alrededor de cada punto (11 puntos en 1993-94 a 1999-2000). Luego sólo en los puntos representativos de los conglomerados (C7, E3 y M5). También se cosechó la misma superficie en los 57 puntos para estimar la producción total de granos del lote.

2. Tipo de suelo

Los suelos regionales, que evolucionaron sobre materiales loésicos, pertenecen al orden de los *Molisoles*. Su textura es francolimosa, su pH es ligeramente ácido (6,2 a 6,5) y los contenidos de materia orgánica edáfica (M.O.S.) en el horizonte *Ap* alcanzan un 2 %. Los altos contenidos de limo y el moderado a bajo contenido de M.O.S. en el horizonte superficial producen débil agregación y, por tanto, alta susceptibilidad a la degradación física y química y a la erosión (Núñez Vázquez *et al.*, 1996). Son suelos homogéneos desde un punto de vista morfológico, físico y químico en toda la región de estudio, lo que hace suponer que el manejo produce efectos similares sobre una gran área.

El suelo de los sitios de ensayo es un *Haplustol* típico de textura franco-limosa (Fig. 3); el perfil modal presentó la secuencia de horizontes *Ap* (0-20 cm), *B1* (20-40 cm), *Bw* (40-71 cm), *Ck* (+94 cm). El rango de variabilidad de los horizontes en este suelo es importante dentro de la microcuenca; en las zonas más bajas existe un mayor desarrollo del perfil.



Figura 3. Perfil del suelo típico de la microcuenca.

3. Caracterización topográfica

Se efectuó un relevamiento altimétrico en cuadrícula 20,83 m x 20,83 m (114 puntos) con nivel de anteojo, con lo que se obtuvo el plano de curvas de nivel; este nivel de detalle se consideró adecuado dada la homogeneidad y gradiente del terreno.

4. Determinación de la variabilidad espacial del suelo

Se marcaron 57 puntos en una cuadrícula de 41,66 m x 41,66 m y en ellos se midió con barreno el espesor del horizonte superficial (horizonte A) y la profundidad del horizonte cálcico (profundidad del CaCO_3).

Por otra parte en los 57 puntos se realizaron muestreos de suelo para determinar humedad por gravimetría. Las dimensiones de la cuadrícula fueron

las mínimas que permitían muestrear toda la microcuenca en un día. Las muestras se extrajeron con barreno con dos repeticiones a las profundidades de 0-10, 10-20, 40-50 y 80-90 cm. Estos muestreos se realizaron en las fechas 7/2/92, 24/2/92, 20/3/93, 25/1/93 y 26/3/93 tratando de relevar diferentes condiciones de humedad edáfica y cubrir lo máximo posible del ciclo de los cultivos.

Los datos de humedad fueron transformados en lámina hídrica total hasta un metro de profundidad y analizados mediante la metodología geoestadística. Los modelos de semivariograma fueron validados mediante validación cruzada (Vieira *et al.*, 1983).

5. Selección de sitios de ensayo para el seguimiento areal de la variable agua

A partir de los 57 puntos de muestreo se eligieron 10 puntos para realizar un muestreo más frecuente hasta una profundidad mayor a través de una programación desarrollada por Robledo (1994), que utilizó el algoritmo *annealing*. El programa define una “función objetivo” o máximo error cuadrático medio, que proviene de predecir la variable en estudio (humedad del suelo) en todo punto del dominio (los 57 puntos de la cuadrícula original) a partir de un subconjunto de n estaciones (10).

Para mejorar la comprensión del comportamiento areal de la variable agua del suelo a estos 10 puntos se agregó uno que se comportaba de manera constante en un determinado cuartil que no resultó seleccionado por *annealing*. Un punto adicional en un bosque nativo (BN) de 80 ha ubicado a 1000 m de la microcuenca fue incluido como testigo. A partir de la campaña 1993-94 hasta la 1999-2000 se midió la humedad del suelo hasta 2,80 m de profundidad con sonda de neutrones en los 11 puntos seleccionados.

6. Selección de sitios de ensayos para caracterizar el agua en el perfil

Para la selección de los sitios de ensayos se utilizó el índice topográfico de Beven y Kirkby (1979). Este índice permite diferenciar zonas con pendientes altas que reciben menor aporte de agua de áreas con menores pendientes (que poseen una mayor tendencia a la saturación debido a que colectan el agua que proviene de otras superficies).

7. Medidas analíticas de los sitios de ensayos seleccionados

Del horizonte superficial de los sitios de ensayos seleccionados se tomaron muestras de suelo al azar y se caracterizaron en cuanto a porcentajes de arena, limo y arcilla por el método de la pipeta (Gree y Bauder, 1994); pH por potenciometría; contenido de M.O.S. por el método de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1996); densidad aparente (Dap) con cilindro de volumen conocido (Blake y Hartage, 1986); Ca^{2+} y Mg^{2+} de cambio por

quelatometría K^+ y Na^+ de cambio por fotometría de llama y estructura por índice de agregación (Wu *et al.*, 1990).

Determinaciones de la Conductividad hidráulica en los sitios seleccionados

En los sitios de ensayo seleccionados se realizaron mediciones con infiltrómetros de disco a tres tensiones diferentes: 20, 40 y 80 mm en BN, y 20, 40 y 60 mm en los sitios de la microcuena previo a la época de siembra del cultivo de soja sobre suelo al que se eliminó la cobertura de rastrojo.

El infiltrómetro de disco que se utilizó es del tipo que aplica agua con presiones menores o iguales a la presión atmosférica (Perroux y White, 1988). Con las medidas realizadas en campo se determinó la conductividad hidráulica (K_0) del suelo mediante el método de Ankeny *et al.* (1991). A partir de estas determinaciones se extrapolaron los valores de conductividad hidráulica a otras succiones mediante un modelo exponencial decreciente.

8. Análisis estadísticos

Análisis estadístico clásico

Sobre la serie de datos obtenidos se realizó ANOVA. La comparación de medias poblacionales se efectuó mediante el test de Tuckey, estableciéndose como nivel de significancia $\alpha < 0,05$. Todos estos análisis se llevaron a cabo empleando el programa estadístico SAS (SAS Institute, 1989).

Análisis de la variabilidad espacial y temporal de los datos de humedad edáfica

Se realizó el análisis estadístico de los datos de humedad edáfica obtenidos mediante el análisis de varianza no paramétrico de Fiedman (*InfoStat*, 2002), ya que no puede asegurarse que la población de datos se distribuya normalmente. Esto ya fue observado por distintos autores, quienes sostienen que es muy difícil decidir que metodología utilizar cuando se trabaja con análisis de heterogeneidad espacial de propiedades del suelo en ensayos de campo (Brownie *et al.*, 1993; Di Mauro *et al.*, 2000).

Se analizó estadísticamente el comportamiento temporal del contenido de humedad del suelo mediante el procedimiento de Vachaud *et al.* (1985). Este procedimiento utiliza dos técnicas; a) evalúa el comportamiento de cada punto entre dos fechas de medición de agua del suelo con respecto al valor medio de la microcuena en ese lapso de tiempo; y b) correlaciona el comportamiento de los puntos en todas las fechas de medición utilizando la prueba no paramétrica de Spearman.

Zonificación de la microcuena

Se utilizó una técnica estadística denominada de agrupamiento o “clustering” que permite resolver este problema de combinar las propiedades

mencionadas que son de naturaleza diferente. El criterio de establecer grupos o conglomerados es utilizarlo como un estadístico descriptivo de resumen conjuntamente con otros estadísticos como la media y la varianza. En cada *cluster* todos los miembros son similares a los restantes integrantes como resultado de la estructura de los datos (Anderberg, 1973).

Los conglomerados pueden ser formados a partir del uso de diversos algoritmos. En este trabajo se utilizó un método de agrupamiento no jerárquico denominado “*k-means*” de MacQueen (1967), que asigna cada dato a un cluster o conglomerado (M objetos en k *clusters*) con el centroide más próximo (vector medio del conglomerado) y con la mayor diferenciación entre los grupos. En este proceso la media o centroide se calcula sobre la base de los miembros del conglomerado.

Se graficó mediante un interpolador espacial con la opción *kriging* para visualizar la distribución del contenido de humedad en el suelo y los aspectos productivos del cultivo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Caracterización topográfica

En el modelo numérico de terreno (Fig. 4) se observa una pendiente general uniforme y ligeramente superior al 1 %; no obstante existen pequeñas variaciones locales que originan irregularidades en el terreno. Presenta una pequeña depresión final de almacenamiento (microembalse) contra un bordo existente en el límite Este.

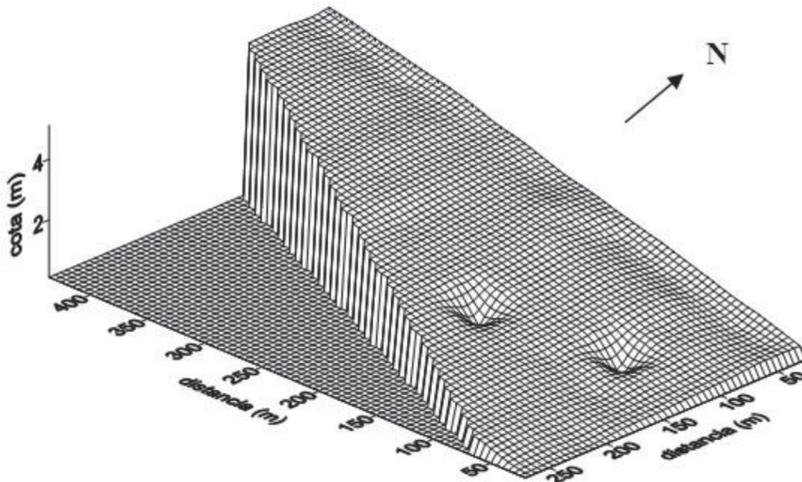


Figura 4. Modelo digital del terreno de la microcuenca en estudio (provincia de Córdoba, Argentina).

También se observó la formación de un surco en el margen Norte de la microcuenca y la presencia de dos depresiones próximas al margen Este. Estas variaciones locales del terreno y su pendiente natural, sumado a la presencia de un islote de monte con 3 o 4 Algarrobos, aún cuando no sean lo suficientemente importantes como para diferenciar taxonómicamente otro tipo de suelo originarían diferencias morfológicas del perfil según su ubicación geoespacial.

2. Determinación de la variabilidad espacial del suelo

Las profundidades de los horizontes *Ap* y *Ck* mostraron variabilidad espacial. El horizonte *Ap* presentó un rango entre 18 a 31 cm de espesor, alcanzando los mayores valores en las zonas planas. Esto implica una dinámica superficial del terreno que diferenciaría zonas de erosión y zonas de deposición. La profundidad del CaCO_3 varió entre 67 y 115 cm acompañando la variación de espesor del horizonte superficial.

En una primera etapa con los datos de humedad registrados en los 57 puntos se calcularon los semivariogramas experimentales para diferentes rangos de distancia y se ajustaron gráficamente sobre ellos modelos teóricos. A pesar de las diferentes condiciones iniciales de humedad del suelo y estado fenológico del cultivo los modelos fueron todos exponenciales y los rangos donde se encontró asociación espacial oscilaron entre 110 y 135 m. Con los modelos se interpolaron las láminas almacenadas para cada fecha. A modo de ejemplo en las Fig. 5 a) y b) correspondientes a dos fechas de muestreos (con una diferencia de 2 meses) se observa como las zonas secas (color claro) y las zonas húmedas (color oscuro) se mantuvieron relativamente estables en el tiempo.

La variabilidad espacial del contenido de humedad del suelo se vio reflejada en el análisis geoestadístico. En los primeros estadios del cultivo esta variabilidad se explica por las diferencias en el microrelieve y labranzas y, luego en estadios más avanzados, influirán más las variaciones de cobertura y la succión diferencial de agua del suelo por un desarrollo no homogéneo de las raíces de soja (Gil, 1994). Así lo sugiere el coeficiente de correlación entre lámina y altura de plantas (que es de 0,07 el 25-1-93 y de 0,61 el 26-3-93). El valor del coeficiente de correlación de 0,61 resulta significativo dada la gran varianza que presentan los datos de tipo observacional de humedad edáfica. En una segunda etapa la utilización del algoritmo *annealing* permitió la selección de 11 puntos representativos de la microcuenca y el registro de mediciones hasta una mayor profundidad (-2,80 m) y con mayor frecuencia.

Los datos obtenidos permitieron analizar la estabilidad temporal y espacial de los puntos de medición. Se observaron dichos puntos durante campañas agrícolas secas a muy húmedas, ya que diversos autores indican que los períodos secos muestran el movimiento de agua en el suelo de manera más clara que en los húmedos, donde el proceso de redistribución confunde dicho

movimiento (Kachanoski y De Jong, 1988; Molz y Remson, 1971). Durante los años de estudio se encontraron varios períodos entre mediciones que permitieron analizar el desecamiento del perfil.

El análisis de la estabilidad temporal de los distintos puntos de medición puede ser observado en la Fig. 6. Se comprobó que el contenido de agua de cada punto del campo se relaciona en el tiempo con otros puntos (Vachaud *et al.*, 1985) a través de una relación fija. Se consideró valioso obtener la estabilidad temporal que implica igual comportamiento de los puntos con diferentes condiciones meteorológicas. El número de fechas de medición realizada fue superior al establecido por los autores de la técnica (Vachaud *et al.*, 1985), quienes analizaron 7 fechas en 2 años consecutivos, mientras que en este estudio se utilizaron 43 fechas de medición en 5 años no consecutivos con condiciones hídricas disímiles.

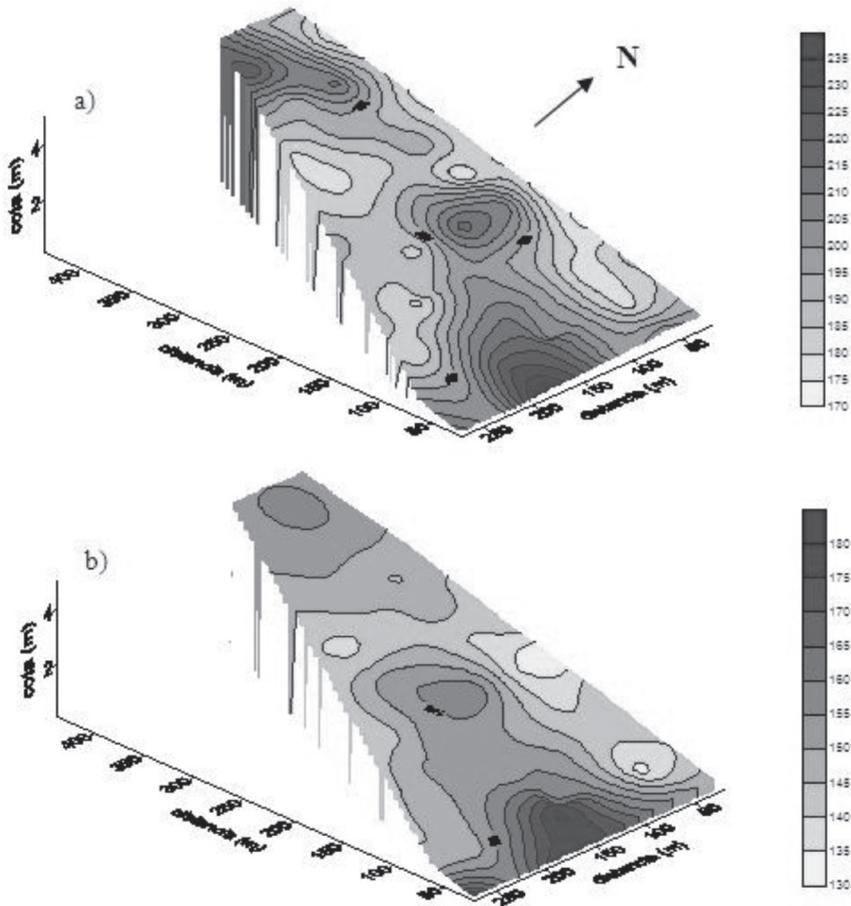


Figura 5. Isolíneas de lámina total (mm) hasta -1,0 m de profundidad correspondientes a las fechas 25/01/93 (a) y 26/03/93 (b).

Se determinó que el punto E3 es sistemáticamente el punto más seco de la microcuenca y el C7 el más húmedo. Los puntos G9, K3 y M5 se asemejaron al contenido medio de la microcuenca. Ferreyra *et al.* (2001) aplicaron esta metodología en los 57 puntos de medición originales de la microcuenca durante la campaña 1992-93 y obtuvieron resultados semejantes a pesar que las mediciones de humedad se realizaron por gravimetría. Esto confirmaría la estabilidad temporal del comportamiento de los puntos medidos.

Se observó que la mayor extracción (aproximadamente el 60 % del total) ocurrió en los primeros -0,80 m de profundidad. Los puntos secos extraían hasta -1,40 m; en cambio los húmedos lo hacían hasta -2,20 m. Cuando ocurrió una lluvia importante el 60 % de la extracción sucedió entre -0,20 y -0,40 m de profundidad. Se puede afirmar que variabilidad espacial de las propiedades físicas e hidráulicas (Dunne *et al.*, 1991) modifican el proceso de infiltración-redistribución (que no es homogéneo en la microcuenca), adquiriendo el componente topográfico un rol decisivo en la manifestación de estos procesos.

Posteriormente se buscó agrupar los distintos puntos de muestreo según la respuesta que presentaba el cultivo en la producción de biomasa en el rendimiento en grano, en el consumo de agua, en la profundización de las raíces y en la eficiencia del uso del agua para luego zonificar la superficie de la microcuenca.

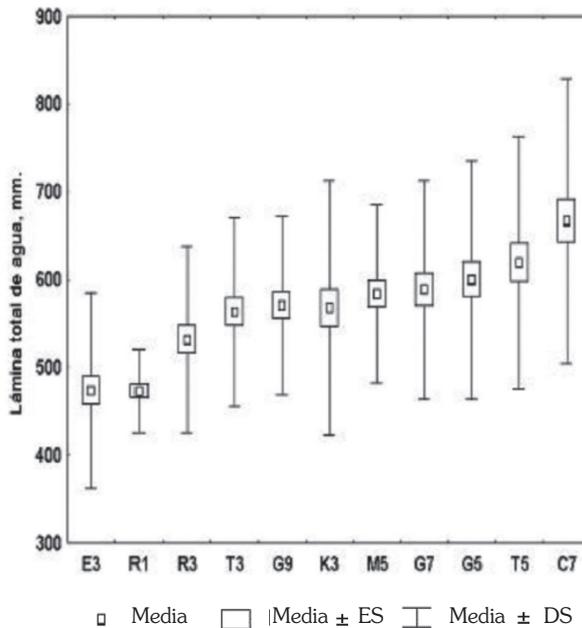


Figura 6. Ordenamiento de los 11 puntos de muestreo con respecto al contenido medio de agua del suelo en las campañas analizadas. (DS: Desvío estándar; ES: Error estándar)

El análisis no jerárquico (*k-means clustering*) de conglomerados permitió clasificar las variables edáficas y biológicas en forma conjunta. Se obtuvieron 3 conglomerados o *clusters* (Fig. 7). Estos se caracterizaron por tener valores medios de las propiedades y varianzas distintas que permiten diferenciarlos claramente entre sí. El conglomerado 1 (puntos E3, G9 y T3) tiene valores inferiores en el contenido de humedad del suelo (HS = 564 mm de agua total). El conglomerado 3 (puntos C7, G5 y G7) presenta los valores más elevados (HS = 622 mm). El conglomerado 2 (K3, M5, R1 y R3) tiene valores intermedios de humedad edáfica. El punto T5 tiene un elevado porcentaje de extracción superficial y presenta un comportamiento anómalo respecto a los otros puntos de muestreo; esto puede ser ocasionado por la presencia de una capa de tosca a -1,16 m.

Se seleccionaron de este modo los puntos representativos de cada conglomerado; el punto E3 representativo del *cluster* 1 más seco y menos productivo; el punto C7 para el *cluster* 3 más húmedo y con mayor producción; y por último el punto M5, representante del *cluster* 2 con los valores medios de la cuenca.

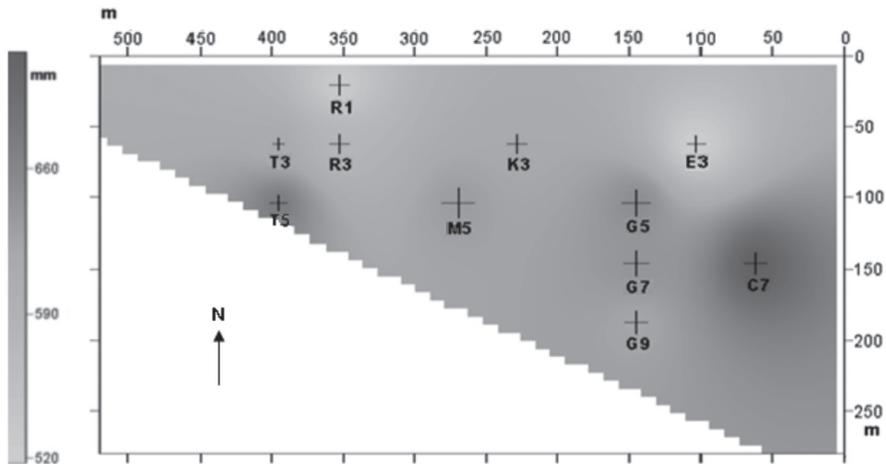


Figura 7. Distribución espacial del contenido de humedad del suelo (mm de agua hasta -2,60 m); promedio de 43 fechas de medición en los distintos puntos de la microcuenca.

3. Zonificación de la microcuenca

Se zonificó la microcuenca. Esta zonificación puede ser utilizada para elegir los puntos representativos en la realización de balances de agua del suelo, simulación de modelos de rendimientos y modelos hidrosedimentológicos distribuidos espacialmente. Se utilizaron dos técnicas diferentes: a) Con las mediciones de humedad y respuestas del cultivo con la utilización de un

interpolador espacial para visualizar la zonas homogéneas (Fig. 7) y b) El índice topográfico de Beven y Kirkby (1979) que considera la ubicación topográfica y el contenido hídrico de los puntos de muestreos (Fig. 8).

En las figuras mencionadas precedentemente se observa la correspondencia con la topografía del terreno; aunque la pendiente de la microcuenca es baja (alrededor del 1 %) la topografía tiene una notable influencia sobre la distribución de la humedad del suelo y el comportamiento del cultivo en los distintos puntos de medición y en el agrupamiento de los mismos.

4. Caracterización del movimiento del agua en el perfil

En la Fig. 8 se aprecia la ubicación de los sitios seleccionados en la microcuenca para caracterizar el movimiento del agua en el perfil. En ella se muestra un punto de alta humedad (C7) en la parte baja; otro de baja humedad (E3) ubicado en un área intermedia, ligeramente convexa e influenciada por un islote de bosque nativo; y un tercer sitio con valores intermedios de humedad (M5). Entre los sitios de ensayo no existe asociación espacial. La salida del escurrimiento de la microcuenca es a través de un aforador ubicado en el extremo sudeste de la misma. Como se mencionó en Materiales y método también se seleccionó un sitio en un bosque nativo (BN) ubicado a 1000 m de la microcuenca (no debe confundirse con el islote de BN que se encuentra en ella).

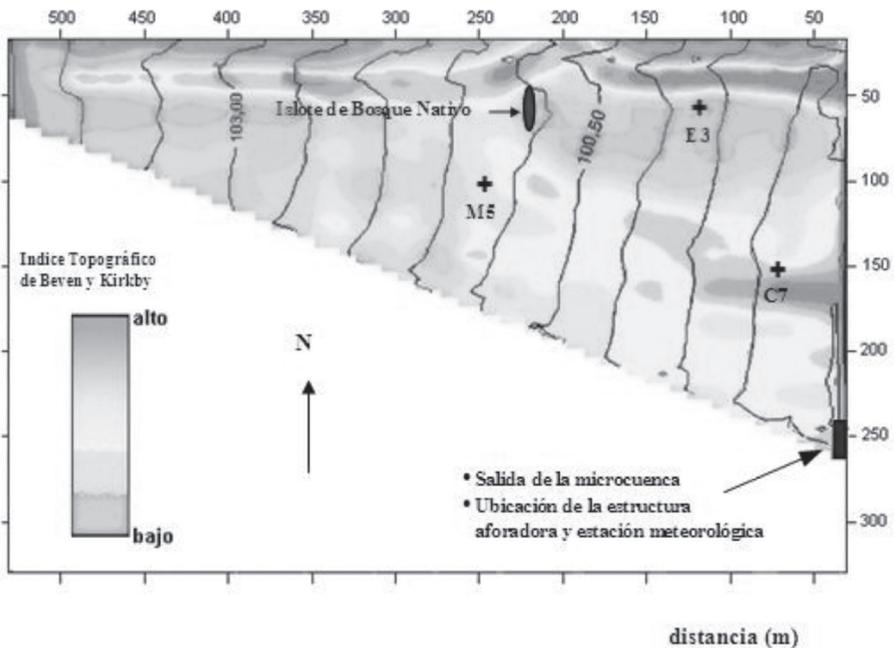


Figura 8. Ubicación de los sitios de ensayo Alta Humedad (C7), Moderada Humedad (M5) y Baja Humedad (E3) sobre una zonificación de la microcuenca según el Índice Topográfico de Beven y Kirkby (1979).

5. Caracterización físicoquímica de los sitios de ensayos

En los sitios de ensayos seleccionados se llevó a cabo la caracterización del horizonte superficial. Desde el punto de vista textural (Tabla 1) los cuatro sitios de ensayo poseen un horizonte superficial de clase francolimosa. El sitio de ensayo E3 tiene un mayor contenido de arena, mientras que el sitio C7, de arcilla. Los sitios M5 y BN poseen un contenido intermedio de ambos elementos.

Por otra parte, al relacionar el espesor del horizonte A_p y la profundidad del CaCO_3 (Tabla 1) se observa que el sitio E3 es un área de pérdidas o erosión de partículas finas (arcilla), mientras que C7 es un sitio de deposición y acumulación de dichas partículas, lo que se traduce en un mayor espesor del horizonte A_p y una mayor profundidad del CaCO_3 . Marelli (1989) sostuvo que el sedimento de grandes parcelas de escurrimiento se ve frecuentemente enriquecido básicamente en arcilla y limo, deduciendo que en el sitio de erosión se encontrará un aumento residual de partículas gruesas.

Tabla 1. Porcentaje de arena, limo, arcilla, clase textural y valores promedio de pH, densidad aparente, porosidad total, materia orgánica edáfica, cationes e índice de agregación para los distintos sitios de ensayo hasta -20 cm de profundidad. Espesor del horizonte superficial y profundidad del CaCO_3 .

Sitios de ensayo ¹	E3	M5	C7	BN
Profundidad (cm)	0-20	0-20	0-20	0-20
Arena (%)	29	18	15	24
Limo (%)	63	62	57	56
Arcilla (%)	8	20	28	20
Clase textural	Franco-limosa	Franco-limosa	Franco-limosa	Franco-limosa
Materia orgánica edáfica (g/kg)	19,3 a	23,5 b	27,1 c	37,6 d
Na ⁺ (cmol _c /kg)	0,35 a	sd ⁴	0,39 a	0,35 a
K ⁺ (cmol _c /kg)	2,54 a	sd	2,05 a	2,65 a
Ca ²⁺ (cmol _c /kg)	11,25 a	sd	13,55 a	13,19 b
Mg ²⁺ (cmol _c /kg)	2,51 a	sd	2,14 a	1,79 a
Índice de agregación ³	29,8 a	sd	38,0 b	65,0 c
Espesor del horizonte superficial (cm)	23	23	26	27
Profundidad del CaCO_3 (cm)	66	91	118	88

¹Valores seguidos de letras distintas difieren significativamente ($P < 0,05$)

² Valores estimados a partir de la densidad aparente.

³ Índice de agregación realizado con muestras compuestas.

⁴ sd: sin dato

En cuanto al pH existen diferencias significativas entre los sitios de ensayo E3, M5 y C7 con respecto a BN (Tabla 1). Estas diferencias se originarían por mayores niveles de M.O.S. en BN. Si se comparan los valores de densidad aparente se constata que los sitios bajo agricultura (E3, M5 y C7) poseen una tendencia significativa a la compactación. Esto se relaciona estrechamente con la porosidad total del suelo (propiedad de suma importancia en los procesos de movimiento de agua y aire en el mismo). Así, el sitio de ensayos BN poseería una mayor porosidad total por su mayor contenido de M.O.S. y por su no laboreo. Los suelos limosos ofrecen serios inconvenientes en cuanto a su capacidad de regenerar macroporos debido a que son a menudo débilmente estructurados, con limitado potencial de expansión-contracción y, además, se compactan fácilmente (Douglas *et al.*, 1986). Este problema afecta a muchos suelos agrícolas particularmente en la Pampa Ondulada. Los horizontes Ap de muchos suelos tienden a formar estructuras masivas, con alta porosidad textural, pero con pérdida de la porosidad estructural, con diámetros mayores a 0,03-0,05 mm (Pecorari *et al.*, 1990). La compactación superficial no resulta del colapso de todo el espacio poroso edáfico, sino sólo de los poros de mayor tamaño (>0,03 mm de diámetro cilíndrico equivalente) bajo la acción de perturbaciones externas o internas impuestas al suelo. Por otra parte Quiroga *et al.* (1998) determinaron para suelos *Haplustoles énticos* de la región semiárida que los sistemas de manejo con mayores valores de susceptibilidad a la compactación eran los de menores contenidos de M.O.S.

En general el uso del recurso natural desmejora las características presentes en la condición sin laboreo (Pilatti *et al.*, 1988). Cuando se elimina la vegetación original de un ecosistema y se pone bajo cultivo el contenido de M.O.S. decrece. Andriulo y Cordone (1998) describieron para suelos argiudoles de la Pampa Ondulada con baja tasa de erosión un nuevo equilibrio en el contenido de M.O.S., en los primeros -20 cm entre un 40-60 % del que tenía el suelo virgen. Se observa en la Tabla 1 que en los sitios de ensayo E3, M5 y C7 se producen notables cambios en el contenido de M.O.S. debido al monocultivo de soja bajo labranza convencional, registrándose valores promedio de contenido M.O.S. un 40 % menor respecto a la situación testigo (BN).

Por otra parte entre E3 y C7 existen diferencias significativas en el contenido de M.O.S. debido a su ubicación topográfica en la microcuenca, de este modo E3 sufriría una mayor erosión de la capa superficial, pérdida de material rico en M.O.S. y otros elementos del suelo; mientras que en el C7 se originan condiciones más propicias para el desarrollo de mayor biomasa aérea y subterránea, y la incorporación de un volumen mayor de M.O.S. Esto coincide con el índice de agregación, en donde también se observaron diferencias significativas entre los sitios E3 y C7, y altamente significativas entre estos sitios de ensayo y el BN.

Es importante tener en cuenta que tanto el contenido de M.O.S. como el índice de agregación condicionan en gran medida los posibles efectos a nivel de la funcionalidad del perfil y de otras propiedades como la conductividad

hidráulica, dada la estrecha relación que guardan dichas características con la configuración del sistema poroso: Su geometría (tamaño y continuidad) y su estabilidad (Aoki y Sereno, 2005).

6. Variación de la conductividad hidráulica entre sitios de ensayo

Como puede observarse en la Fig. 9 se produce una clara disminución de la K_0 a medida que aumenta la tensión de aplicación de agua desde el infiltrómetro para todos los sitios de medición. Esto indica un comportamiento diferencial del rango de poros a diferentes succiones que permite evaluar relaciones de flujo de agua en el suelo en función del tamaño y número de poros activos a distintas succiones de aplicación de agua.

Por otra parte, con frecuencia ocurre la erosión a partir de superficies inicialmente no saturadas por lo que es necesario destacar la rápida disminución de los valores de conductividad en función del potencial hídrico. Esto coincide con Taboada Castro *et al.* (1998), quienes determinaron para un suelo de textura franco limosa que los valores medidos a -150 mm de agua de potencial fueron siempre inferiores a $1,25 \text{ mm h}^{-1}$, independientemente del estado superficial. En estas condiciones con lluvias no muy intensas cabe esperar que se genere un exceso de agua que escurra sobre la superficie. En experiencias realizadas con microsimulador de lluvias en los sitios de ensayo E3 y C7 (Aoki y Sereno, 2006) se observaron procesos de escurrimiento superficial, pérdida de partículas de suelo y formación de sello superficial con lluvias simuladas de tan solo 35 mm h^{-1} .

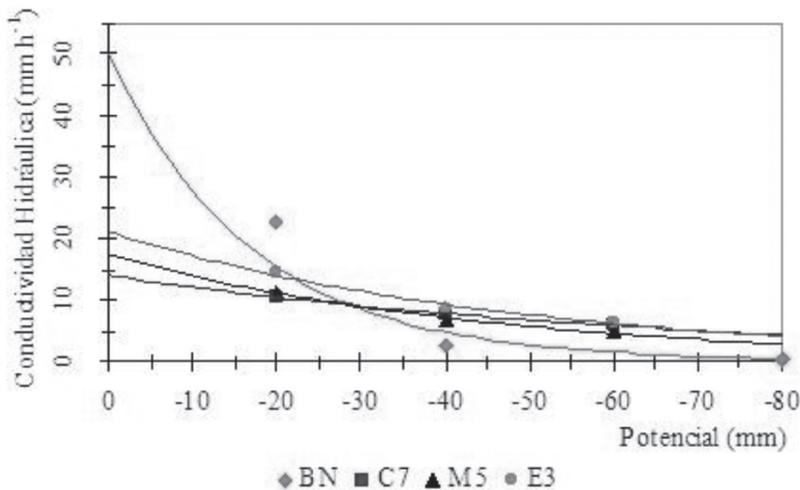


Figura 9. Conductividad hidráulica superficial en los sitios de baja humedad (E3), moderada humedad (M5), alta humedad (C7) y bosque nativo (BN) simulada entre los 0 y -80 mm de succión a partir de los datos medidos en campo. R^2 : 0,97, 0,99, 0,98 y 0,93, respectivamente.

Al analizar los valores presentados en la Fig. 9 se verifica que los valores más elevados de K_0 a bajas succiones corresponden a BN debido a su mayor índice de agregación, contenido de M.O.S. y su menor densidad aparente (Tabla 1). Es evidente que en esta comparación el componente estructural juega un rol determinante en el arreglo espacial y distribución de los poros, lo que originaría en forma directa la mayor conductividad hidráulica a bajas succiones. En el mismo sentido Lin *et al.* (1996) afirmaron que el movimiento del agua en suelos estructurados naturalmente, es diferente del de aquellos suelos homogeneizados artificialmente debido a que poseen macroporos y poros biológicos.

Se destaca también que los valores de K_0 para las distintas succiones medidas en los sitios C7, M5 y E3 fueron mayores en este último, siendo más notable a bajas succiones (Fig. 9). Esto se debe a que el sitio E3 se encuentra ubicado topográficamente en un área intermedia de la microcuenca, lo que provoca un desprendimiento y transporte de las partículas más finas y un aumento del porcentaje de partículas gruesas (hecho que se comprueba al observar la Tabla 1). Este proceso ocasionó una sedimentación y acumulación de las partículas finas en el sitio C7 (que se encuentra en la parte baja de la microcuenca), afectando en forma directa su K_0 . Es notable que la condición de área de mayor humedad del sitio C7 (a pesar de que posee menores valores de K_0) está dada por su ubicación topográfica en una zona baja de la microcuenca, lo que favorece la acumulación y retención de agua a nivel superficial y, en consecuencia, un mayor almacenamiento de esta en el perfil.

7. Análisis de la respuesta del cultivo

La respuesta del cultivo en producción de biomasa, altura de plantas y producción de granos en los años húmedos, se observa en las Fig. 10 y 11, (campañas 1992-93, 1999-00 y 2000-01) no se presentan diferencias significativas. Pero en las campañas secas (1994-95, 2004-05) se expresan las respuestas diferentes del cultivo, incrementando la variabilidad según su ubicación espacial en el lote agrícola (Timlin *et al.*, 1998, Kravchenko *et al.*, 2005). Los sitios de mayor humedad (C7) presentan el máximo rendimiento, siendo las diferencias significativas respecto a los que presentan deficiencia de agua (M5 y E3); esto coincide con lo observado por los autores anteriores.

En los años húmedos, con abundantes precipitaciones, se homogeniza el comportamiento de los puntos de medición independientemente de la ubicación geográfica, como puede observarse en la Fig. 12a) que muestra las isocurvas de rendimientos durante la campaña 1992-93 obtenidos a partir de los 57 puntos originales de medición. En cambio en los años secos Fig. 12b) correspondiente a la campaña 2004-05, con bajas precipitaciones e

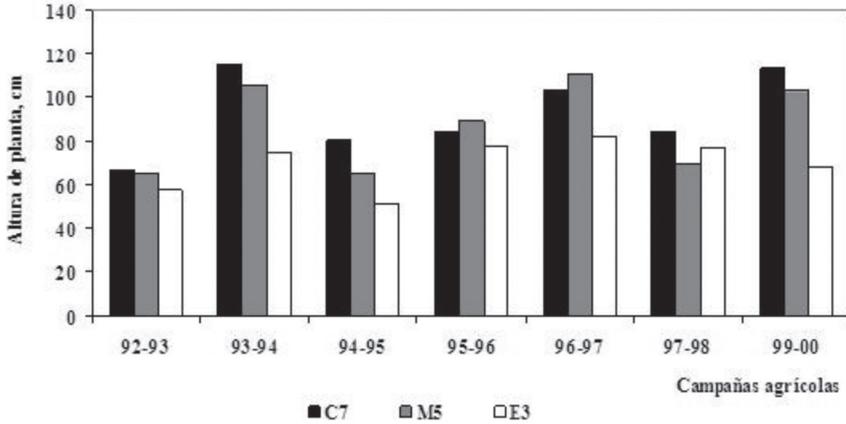


Figura 10. Altura de plantas de soja (cm) durante distintas campañas agrícolas, en los tres puntos representativos de los conglomerados formados en la microcuenca (provincia de Córdoba, Argentina).

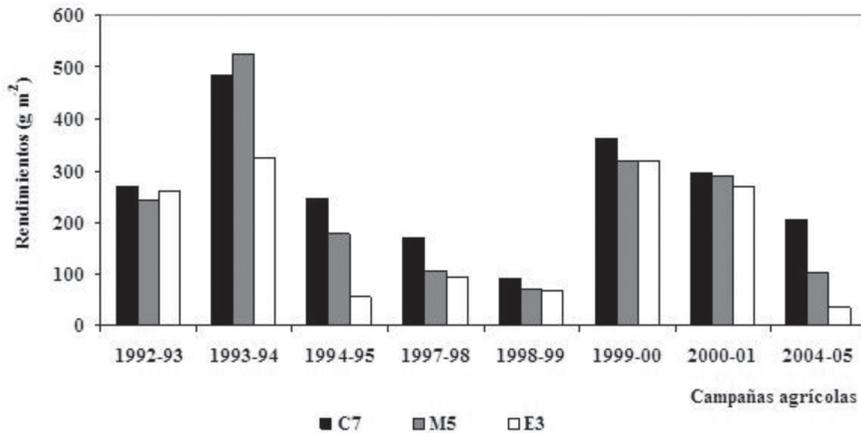


Figura 11. Producción de granos (gr m²) durante distintas campañas agrícolas, en los tres puntos representativos de los conglomerados formados en la microcuenca (provincia de Córdoba, Argentina).

igual relevamiento de los 57 puntos, se observó una variabilidad espacial del contenido de humedad del suelo en la respuesta del cultivo.

La diferencia en la producción de granos varía entre 8 y 12 % según los puntos de medición en años húmedos; a su vez, la diferencia oscila entre 30 y 70 % en años secos. Es notable la correlación entre la zonificación de Beven y Kirkby (1979) y esta representación de los rendimientos en la campaña seca (Fig. 8), remarcando lo expresado por Timlin *et al.* (1998) y Kravchenko *et al.* (2005).

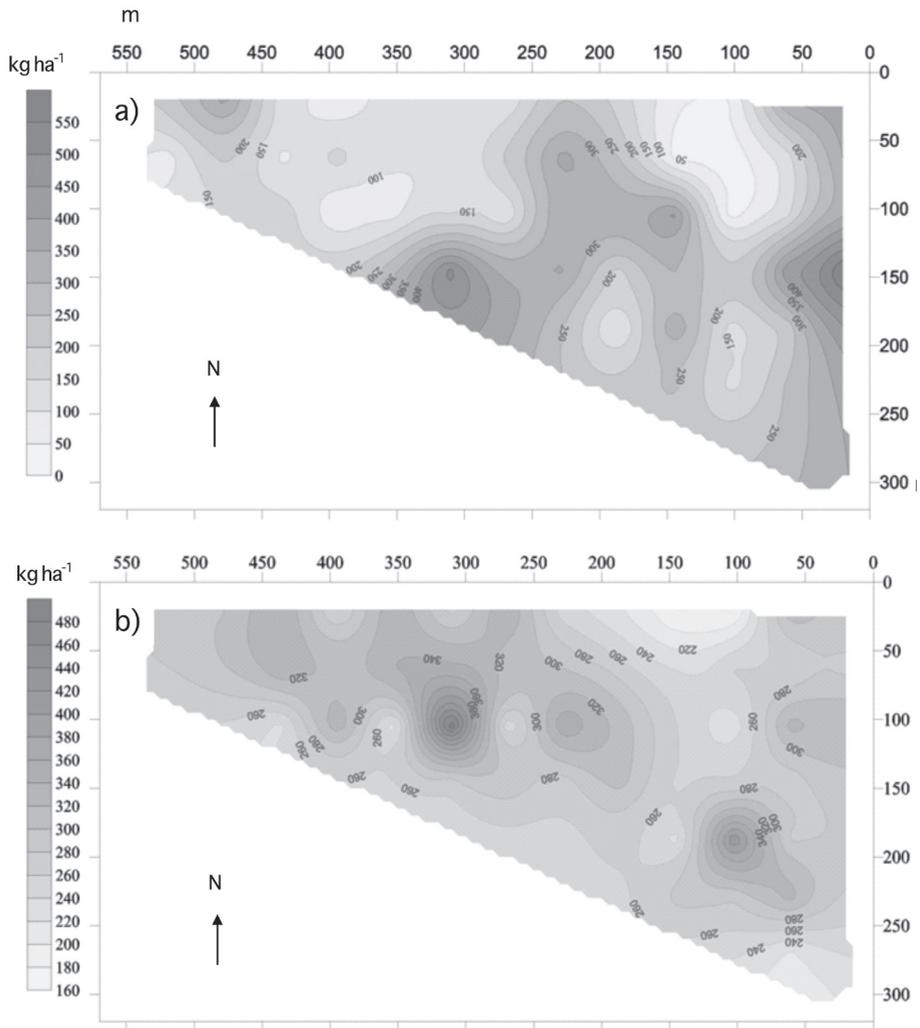


Figura 12. Distribución espacial de los rendimientos del cultivo de soja a) en la campaña 1992/93 (húmeda) y b) en la campaña 2004/05 (seca). Observar las diferencias en las escalas del gráfico.

Se observó además que durante las campañas con bajas precipitaciones el cultivo debe profundizar en el perfil para satisfacer sus requerimientos hídricos, provocando su desecamiento. Por otra parte el movimiento de agua dentro del perfil fue diferente en campañas con mayor humedad, observándose una mayor extracción en las capas más superficiales del mismo.

CONCLUSIONES

El trabajo realizado a nivel de lote agrícola o microcuenca posibilitó el análisis integrado de la problemática que afecta la producción del cultivo de soja y que no se expresa en toda su variabilidad cuando la investigación se hace en parcelas de ensayo. La información recogida en varias campañas agrícolas permitió analizar la respuesta del perfil del suelo, acumulando o perdiendo humedad. Además la expresión cuantitativa del comportamiento del cultivo fue expuesto a diferentes condiciones meteorológicas y, por tanto, responde a condiciones ambientales favorables y no favorables

Las propiedades fisicoquímicas presentan una variabilidad espacial que influye en el proceso de humedecimiento y desecamiento del perfil e, indirectamente, sobre la disponibilidad de agua para los cultivos. La profundización de las raíces (medida indirectamente por las curvas de desecamiento del perfil) fue diferente en los distintos puntos, siendo menor en los puntos secos (-1,20 a -1,40 m) y mayor en los húmedos (-1,80 a -2,00 m). De acuerdo con el patrón de extracción radical se observó que aproximadamente el 60 % del movimiento total del agua del suelo ocurre en los primeros -0,80 m de profundidad. Los puntos secos extraen hasta -1,40 m; en cambio los húmedos lo hacen hasta -2,00 m. Luego de una lluvia importante el 60 % de la extracción ocurre entre -0,20 y -0,40 m de profundidad en todos los puntos de medición.

Se encontró estabilidad temporal en el contenido de humedad del suelo en los distintos puntos de muestreo de la microcuenca. Es decir que los puntos más secos siempre tuvieron valores inferiores y los puntos húmedos siempre tuvieron valores superiores al contenido medio de humedad de la microcuenca. Los puntos intermedios en algunos años estuvieron más secos y en otros más húmedos, pero siempre presentaron un contenido intermedio con respecto a los anteriores. Esta situación de estabilidad temporal permite conocer el comportamiento de un punto en función de otro. Se considera que la topografía de la microcuenca presentó sus efectos sobre el contenido de humedad del suelo y, por tanto, en el comportamiento del cultivo en los distintos puntos de medición y en el agrupamiento de los mismos. En los años húmedos (con abundantes precipitaciones) se homogeniza el comportamiento de los puntos de medición independientemente de la ubicación geográfica. En cambio en los años secos se observó una variabilidad espacial del contenido de humedad del suelo y en la respuesta del cultivo. La diferencia en la producción de granos varía entre 8 y 12 % en años húmedos; en cambio la diferencia oscila entre 30 y 70 % en años secos.

La zonificación de la microcuenca en tres zonas con características homogéneas puede utilizarse para elegir los puntos representativos donde realizar los balances de agua del suelo y, también, para la simulación de procesos hidrológicos y simulación de rendimientos en el cultivo de soja. El conocimiento de estas zonas homogéneas es un aporte importante para la implementación

de un sistema de agricultura de precisión porque define comportamientos que son estables en el tiempo y, por tanto, permiten un manejo específico.

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia y Tecnología (U.N.C.) y al Proyecto “*Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba*”. Ministerio de Ciencia y Tecnología de la provincia de Córdoba y a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (R. Argentina).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderberg M.R. 1973. *Cluster Analysis for Applications*. Academic Press, Nueva York. 359 pp.
- Andriulo A. y Cardone G. 1998. Impacto de labranzas y rotaciones sobre la materia orgánica de suelos de la Región Pampeana Húmeda. En: *Siembra directa*. Eds. J.L. Panigatti, H. Marelli, D. Buschiazzo y R. Gil. Hemisferio Sur, Buenos Aires (Argentina), pp. 65-96.
- Ankeny M.D., Kaspar T.C. y Horton R. 1991. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 467-470.
- Aoki, A.M. y Sereno R., 2005. Modificaciones de la conductividad hidráulica y porosidad del suelo estimadas mediante infiltrómetro de disco a tensión. *Agric. Téc. (Chile)* 65(3): 295-305.
- Aoki, A.M. y Sereno R. 2006. Evaluación de la infiltración como indicador de calidad de suelo mediante un microsimulador de lluvias. *Agriscientia* 23: 23-31.
- Baigorri H.E.J. 1997. Ecofisiología del cultivo. En: *El cultivo de la soja en Argentina*. Ed. Giorda, L.M. y H.E.J. Baigorri. INTA. Secret. de Agric., Gan., Pesc. y Alim. Ministerio de Econ. y Obras y Serv. Públicos. 448 pp.
- Beven K. y Kirkby M.J. 1979. A physically-based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.* 24: 43-69.
- Blake G.R. y Hartage K.H. 1986. Bulk Density. En: *Methods of soils analysis*. Agronomy 9. Part I. Am. Soc. of Agronomy, Madison (USA), Pp. 363-375.
- Brownie C., Bowman D.T. y Burton J.W. 1993. Estimating spatial variation in analysis of data from yield trials: A comparison of methods. *Agron. J.* 85: 1244-1253.
- Cap E.J. 2000. Un nuevo “techo” de producción de cereales y oleaginosas. *Rev. Bolsa de Cereales*. Año 128. N° 3022: 3-11.
- Casagrande G. y Vergara G.T. 1996. Características climáticas de la región. Cap.2. Labranzas en la Región Central de la Provincia de Córdoba. Buschiazzo D.E., Panigatti, J.L. y F.J. Babinec. *Labranzas en la Región Semiárida Argentina*. INTA C.Reg. La Pampa-San Luis y SAGPyA. Ed. Extra (La Pampa).
- Cisneros J.M., Cholaky C., Bricchi E., Giayetto O. y Cantero J.J. 1997. Efectos del uso agrícola sobre las propiedades físicas de un Haplustol típico del centro de Córdoba. *Rev. U.N.R.C.* 17: 13-22.

- Di Mauro A.O., Curcioli V.B., De Nobrega J.C.M., Banzato D.A. y Sediyaama T. 2000. Correlação entre medidas paramétricas e não-paramétricas de estabilidade em soja. *Pesq. Agropec. Bras.*, Brasília, 35(4): 687-696.
- Douglas J.T., Jarvis M.G., Howse K.R. y Goss M.J. 1986. Structure of a silty soil in relation to management. *J. Soil Sci.* 8: 123-149.
- Dunne T., Zhang W. y Aubry B.F. 1991. Effects of rainfall, vegetation and microtopography on infiltration and runoff. *Water Resour. Res.* 27(9): 2271-2285.
- Fehr W.R. y Caviness C.E. 1977. *Stages of soybean development*. Iowa Agric. Exp. Stn. Spec. Rep. 80. Iowa State University, Ames (USA), 11 pp.
- Ferreira R.A., Vettorello C.I., Ateca M.R., Apezteguia H.P., Esmoriz G.F., Sereno R. y Jones J. 2001. The influence of Landscape Position on the Temporal Stability of Spatial Patterns. *ASA-CSSA-SSA Annual Meeting Abstracts*. Charlotte (USA). Oct. 21-25, 2001.
- Gil R. 1994. *Crecimiento radical de la soja en un suelo Haplustol éntico del centro de la Provincia de Córdoba. Efecto de la humedad y de la resistencia mecánica del perfil de suelo*. M. Sc. Tesis, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (Argentina). 97 pp.
- Gree G.W. y Bauder J.W. 1994. Particle-size Analysis. En: *Methods of soils analysis*. Part I. Am. Weaver R. W. et al. Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin (USA). Pp. 425-441.
- InfoStat*. 2002. *Infostat versión 2.0. Manual del usuario*. Grupo Infostat FCA, UNC. Ed. Brujas, 266 p.
- Kachanoski R.G. y De Jong E. 1988. Scale dependence and the temporal persistence of spatial patterns of soil water storage. *Water Resour. Res.* 24 (1): 85-91.
- Köppen W. 1931. *Grundriss der Klimakunde*. Walter de Gruyter. 388 pp. Berlín.
- Kravchenko A.N., Robertson A.G.P., Thelen K.D. y Harwood R.R. 2005. Management, topographical, and weather effects on spatial variability of crop grain yields. *Agron. J.* 97: 514-523.
- Lin H. S., McInnes K.J., Wilding L.P. y Hallmark C.T. 1996. Effective porosity and flow rate with infiltration at low tensions into a well-structured subsoil. *Trans. ASAE* 39 (1):131-133.
- Luti R., Bertran de Solís, M.A. Galera F.M., Muller de Ferreira N., Berzal M., Nores M., Herrera M.A. y Barrera J.C. 1977. Capítulo 6: Vegetación. En: *Geografía física de la Provincia de Córdoba*. Vázquez, J. B., Miatello, R. A., Roqué, M. E. (eds.). Boldt, Córdoba (Argentina). Pp. 297-368.
- MacQueen J.B. 1967. Some Methods for Classification and Analysis of Multivariate Observations. *Proc. Symp. Math. Statist. and Probability*, 5ª edn., Berkeley, 1: 281-297, AD 669871, Univ. of California Press, Berkeley.
- Marelli J.H. 1989. *La erosión hídrica*. Publicación técnica N° 1. INTA Marcos Juárez (Argentina). 20 pp.
- Molz R. y Remson I. 1971. Application of an extraction term model to the study of moisture flow to plant roots. *Agronomy J.* 63: 72-77.
- Moscattelli G. y Puentes I. 1996. Caracterización edáfica de la región. Cap.3. En: *Labranzas en la Región Central de la Provincia de Córdoba*. Buschiazzi D.E.,

- Panigatti, J.L. y F.J. Babinec. *Labranzas en la Región Semiárida Argentina*. INTA C.Reg. La Pampa-San Luis y SAGPyA. Ed. Extra. La Pampa (Argentina).
- Nelson D.W. y Sommers L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. En: Sparks D.L. (Ed.). *Methods of Soil Analysis: Part 3, Chemical Methods*. ASA, SSSA, CSSA, Madison (USA). Pp. 961-1010.
- Núñez-Vázquez F., Salas H.P., Bachmeier O., Robledo W., Lovera E.F. y Rollán A. 1996. Cap 6. Labranzas en la Región Central de la Provincia de Córdoba. Buschiazzo D.E., Panigatti, J.L. y F.J. Babinec. *Labranzas en la Región Semiárida Argentina*. INTA C.Reg. La Pampa-San Luis y SAGPyA. Ed. Extra, La Pampa (Argentina).
- Pecorari C., Guerif J. y Stengel P. 1990. Fitólitos en los suelos pampeanos: influencia sobre las propiedades físicas determinantes de la evolución de la estructura. *Ciencia del Suelo* 8(2): 135-141.
- Perroux K.M. y White I. 1988. Designs for disc permeameters. *Soil Sci. Am. J.* 52: 1205-1215.
- Pilatti M.A., De Orellana J.A., Priano L.J., Felli O.M. y Grenon D.A. 1988. Incidencia de manejos tradicionales y conservacionistas sobre propiedades físicas, químicas y biológicas de un Argiudol en el sur de Santa Fé. *Ciencia del Suelo* 6(1): 19-29.
- Quiroga A.R., Buschiazzo D.E. y Peinemann N. 1998. Management discriminant properties in semiarid soils. *Soil Sci.* 163: 591-597.
- Robledo C.W. 1994. *Aplicación de Métodos Geoestadísticos en el Diseño de una Red Agrometeorológica*. Tesis de Maestrado. Escuela de Graduados. Convenio Facultad de Agronomía (Universidad de Buenos Aires) e I.N.T.A., Buenos Aires.
- Salas H.P., Lovera E.F., Basanta M. del V., Giubergia J.P., Martellotto E.E. y Salinas A.I. 2005. *Producción de Soja y Maíz en función de la rotación y del sistema de manejo en un Haplustol típico de la región central de Córdoba: Disponibilidad de agua y rendimiento*. Proyecto regional Gestión Agroambiental. E.E.A. Manfredi (Argentina). Pp. 12.
- SAS Institute 1989. *SAS/STAT Guide for personal computers*. Version 6.03. Cary, (USA).
- Sierra E.M., Conde Prat M. y Pérez S. 1995. La migración de cultivos de granos como indicador del cambio climático 1941-93 en la Región Pampeana Argentina. *Rev. Fac. Agr.* 15(2-3): 171-176.
- Steinbach H.S. y Álvarez R. 2007. ¿Afecta el sistema de labranza las propiedades físicas de los suelos de la Región Pampeana? *Informaciones Agronómicas* 33: 7-12.
- Taboada Castro M. M., Lado Liñares M., Diéguez Villar A. y Paz González A. 1998. Evolución temporal de la infiltración superficial a escala de parcela. En: *Avances sobre el estudio de la erosión hídrica*. Paz González A. y Taboada Castro M. T., (ed.). La Coruña (España). Pp. 101-127.
- Thornthwaite C.W. 1948. An approach toward rational classification of climate. *Geographical Review.* 38: 55-94.
- Timlin D.J., Pachepsky Y., Snyder V.A. y Bryant R.B. 1998. Spatial and temporal variability of corn grain yield on a hillslope. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 764-773.

- Vachaud G., Passerat A. De Silans, Balabanis P. y Vauclin M. 1985. Temporal stability of spatially measured soil water probability density function. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 822-828.
- Vieira S.R., Hatfield J.L., Nielsen D.R. y Biggar J.W. 1983. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. *Hilgardia* 51: 1-75.
- Viglizzo E.F., Lértora F., Pordomingo A.J., Bernardos J.N., Roberto Z.E. y Del Valle H. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture Ecosystem & Environment* 83: 65-81.
- Vollmann J., Winkler J., Fritz C.N., Grausgruber H. y Ruckenbauer P. 2000. Spatial field variations in soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) performance trials affect agronomic characters and seed composition. *Eur. J. Agron.* 12(1): 13-22.
- Wu L., J.A. Vomocil y Childs S.W. 1990. Pore Size, Particle Size, Aggregate Size, and Water Retention. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54(4): 952-956.

PROPOSTA DE PROTOCOLO PARA ELABORAÇÃO DE BANCO DE DADOS PARA RIOS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS UTILIZANDO SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

L.F. Cancian^{1,2,*}, A.F.M. Camargo^{2*} y S.F.B. Ferraz^{3,*}

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas/Biologia Vegetal (UNESP), Rio Claro (Brasil).

²Universidade Estadual Paulista (UNESP, Rio Claro). Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia Aquática (Brasil).

³Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ). Departamento de Engenharia Florestal, Laboratório de Hidrologia Florestal (Brasil).

*Correspondência: <lfcancian@yahoo.com.br>; <afmc@rc.unesp.br>; <sfbferra@esalq.usp.br>

Resumen: La unidad formada por la cuenca hidrográfica ha sido ampliamente utilizada en la gestión de recursos, así como en las acciones para la conservación de la biodiversidad. La comprensión de los procesos y relaciones en diferentes compartimentos de las unidades y las relaciones entre estos compartimentos es de gran importancia para la caracterización de una cuenca hidrográfica. Los ríos son los principales componentes de las cuencas y por el conocimiento del comportamiento de las variables físicas y químicas, además de los componentes biológicos, los entornos de éstos y sus interacciones con otros elementos del paisaje a distintas escalas es posible entender la dinámica de estos ambientes y, por tanto, caracterizan la cuenca hidrográfica. Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son una herramienta poderosa en la caracterización de las masas de agua y las cuencas hidrográficas, ya que tienen la capacidad de relacionar espacialmente los datos físicos, químicos, biológicos y del paisaje así como ofrecer una amplia variedad de herramientas en la gestión de base de datos espaciales. En este contexto este trabajo consistió en elaborar un protocolo para generar una base de datos utilizando SIG que puede ser usado para caracterizar los ríos y cuencas, evaluar subsidios para la investigación de otros tipos y ayudar en la conservación y el manejo de cuencas hidrográficas. Este trabajo abarca todas las etapas del desarrollo de la base de datos, desde la selección de puntos de muestreo en el campo, de las variables que deben recogerse y su método, hasta la generación de bancos de datos especializados.

Palabras clave: Conservación de la biodiversidad, gestión de recursos, cuenca hidrográfica.

Proposal of a method for elaborating a Data bank on watersheds using Geographical Information Systems

Abstract: *The unit comprised by the watershed has been extensively used in water resources management, as well as in actions for biodiversity conservation. Understanding the processes and relationships in different compartments of the units and the relationships between these compartments is of great importance for the characterization of a watershed. The rivers are the main components of the basins, and through knowledge of the behavior of physical and chemical variables, in addition to biological components, these environments and their interactions with other elements of the landscape at different scales become possible to understand the dynamics of these environments and therefore characterize the unit called the watershed. The Geographic Information Systems (GIS) are a powerful tool in the characterization of water bodies and watersheds because they have the ability to relate spatial physical, chemical, biological and landscape data and provide a wide variety of tools to manage of spatially databases. In this context, this paper aims to present a protocol to generate a database using GIS can be used to characterize the rivers and watersheds, evaluate subsidies for research of other kinds, and assist in the conservation and watershed management of hydrographic basins. This work covers all stages of developing the database, since the selection of sampling points on the field, variables to be collected with their methods, to the generation of specialized databases.*

Key words: biodiversity conservation, resources management, hydrographic basin.

INTRODUÇÃO

O termo Bacia Hidrográfica refere-se basicamente à unidade que representa o conjunto de terras que fazem a drenagem de um corpo d'água principal e seus afluentes. Quando se estuda os corpos d'água e seus respectivos fluxos de nutrientes e sedimentos nos aspectos quantitativos e qualitativos essa é a unidade mais apropriada. No entanto, este conceito tem sido ampliado além dos aspectos hidrológicos, uma vez que o conceito de bacia hidrográfica tem sido cada vez mais utilizado em ações de conservação da biodiversidade e dos recursos naturais. Têm se incluído nesse conceito então os padrões de uso das terras e suas implicações ambientais (Pires *et al.*, 2002), além de diversos processos ecológicos existentes nessas unidades. O conceito de Bacia hidrográfica está intimamente relacionado à noção de espaço, uma vez que todos os processos e relações ocorrem dentro da unidade denominada bacia hidrográfica (Becker, 2002). Estes processos apresentam dependência espacial em relação às diferentes unidades da paisagem e, portanto ferramentas que possam auxiliar na compreensão desses processos e suas interações apresentam grande importância para que se possa compreender, caracterizar e manejar uma bacia hidrográfica.

A hidrografia é um elemento chave de uma bacia hidrográfica. O conhecimento do comportamento das variáveis físicas, químicas e dos componentes biológicos dos rios é de grande importância, uma vez que essas relações não se limitam somente ao contexto dos rios, sendo que essas relações estão inseridas em um contexto maior que é o de bacia hidrográfica (Hynes, 1975). Portanto, para que se possa compreender os processos físicos, químicos e ecológicos em cursos d'água é necessário que se utilize abordagens em diferentes escalas espaciais, através das quais conseqüentemente será possível não só a caracterização desses corpos d'água, mas também da unidade denominada bacia hidrográfica (Fitzpatrick *et al.*, 1998).

Uma das formas de se compreender a dinâmica de uma bacia é através dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG). A utilização dos SIGs tem ganhado cada vez mais espaço nas mais diversas áreas do conhecimento, entre outros fatores, pela grande variedade de ferramentas e técnicas disponíveis e a grande capacidade de armazenamento de dados que o SIG oferece, além de existirem à disposição do usuário opções de bons pacotes tanto pagos como gratuitos. Em relação ao manejo de bacias hidrográficas a importância do SIG consiste principalmente na sua capacidade de relacionar espacialmente dados físicos, químicos, biológicos e da paisagem, o que é fundamental no manejo dessas unidades, assim como na busca de conhecimento referente aos processos ecológicos que ali ocorrem (Aspinall & Pearson, 2000; Becker, 2002).

O SIG é uma ferramenta de gerenciamento de banco de dados espacializados. É composto por softwares, que além do armazenamento de um grande número de informações, permitem o gerenciamento e processamento de dados, assim como a modelagem de processos e fenômenos que ocorrem no espaço. O acesso a essas informações através do SIG pode ser feito através de diversas maneiras como consultas, visualização e análise de dados, assim como geração de diversos produtos como mapas, gráficos e tabelas (Becker, 2002).

Além das funções de gerenciamento de banco de dados, o SIG oferece ao usuário uma gama muito grande de ferramentas para a realização de análises espaciais, além de apresentar funcionalidades em relação às técnicas e softwares de sensoriamento remoto e diversos Sistemas de Posicionamento Global (GPS: *Global Positioning System*). A utilização do SIG no manejo de bacias hidrográficas e de ecossistemas aquáticos tem aumentado nas últimas décadas. Esses trabalhos têm sido relacionados, por exemplo, à avaliação de qualidade de água (He *et al.*, 2008), modelos de suporte de decisão para recursos hídricos (Zhang *et al.*, 2010) e modelos de regimes hídricos em rios (Sauquet, 2006).

No entanto, o conhecimento dos processos existentes dentro dos corpos d'água e suas relações com os organismos que ocupam esse habitat ainda é pequeno (Becker, 2002). Também é reduzida a quantidade de trabalhos que utilizam essa ferramenta para analisar os processos ecológicos existentes entre os elementos dessas unidades nas diferentes escalas.

Em um país como o Brasil, o qual apresenta uma enorme rede hidrográfica e variedade muito grande de ecossistemas aquáticos, é notável a ausência de

bancos de dados espacializados para os corpos d'água e bacias hidrográficas. Além disso, nota-se uma série de lacunas e falta de informações quando se trata de metodologias para elaboração de bancos de dados para esses sistemas. Este trabalho teve, portanto, como objetivo apresentar um exemplo de protocolo para geração de um banco de dados utilizando SIG que pode ser utilizado na caracterização de rios e bacias hidrográficas, além de fornecer subsídios para pesquisas de outra natureza, tais como, conservação e manejo de bacias hidrográficas.

Elaboração do banco de dados

Para facilitar a elaboração do banco de dados, sugere-se organizar as variáveis a serem coletadas em subseções de acordo com o compartimento que ocupam (Tabela 1).

Tabela 1. Compartimentos da bacia hidrográfica e variáveis a serem obtidas em cada compartimento.

Compartimento	Variável
Paisagem	Relevo
	Geologia
	Uso do solo
	Índice de vegetação por diferença normalizada
Ambiente ripário	Declividade da margem
	Cobertura vegetal na margem
	Abertura do dossel no canal
	Altura da margem
Canal	Coefficiente de atenuação de luz
	Profundidade
	Presença de macrófitas aquáticas
	Nitrogênio
	Fósforo
	Oxigênio dissolvido
	Condutividade elétrica
	pH
	Turbidez
	Temperatura
Velocidade de corrente	

1. PAISAGEM

1.1. Base cartográfica

Uma base cartográfica precisa e detalhada é fundamental para a geração de um banco de dados espacializados. Essa base será utilizada em praticamente todas as etapas de elaboração desse banco de dados, desde o planejamento do trabalho de campo até a espacialização, processamento e análise das variáveis coletadas. A base cartográfica deve, portanto, se constituir na primeira etapa do trabalho. Esta base é gerada a partir de mapas topográficos, imagens de satélites, fotografias aéreas e outras fontes de dados a que o pesquisador tenha acesso.

No Brasil o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística <www.ibge.gov.br>) disponibiliza gratuitamente cartas topográficas de todo o território. Recomenda-se a utilização das cartas topográficas do IBGE na escala 1: 50.000 nas quais se encontram dados de:

- Hidrografia
- Malha urbana
- Malha viária
- Altimetria: Curvas de nível com equidistância de 20 m e pontos cotados do terreno.

Esses dados serão utilizados nas etapas de georreferenciamento das imagens de satélites e fotografias aéreas da área de estudo, assim como na geração do Modelo Digital do Terreno (MDT), etapas que serão detalhadas posteriormente.

A aquisição de imagens de satélite pode ser feita a partir de diferentes fontes de acordo com a necessidade do pesquisador e dos recursos disponíveis. Existem no mercado empresas especializadas na venda de imagens de satélites de alta resolução espacial (em torno de 1 metro), mas que geralmente apresentam custo elevado. Além disso, para bacias hidrográficas de médio porte (rios de ordem 4 ou 5), imagens de satélite com resolução entre 20 e 30 metros são bastante adequadas para a caracterização dessas unidades. O INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; <www.inpe.br>) disponibiliza gratuitamente imagens dos satélites *CBERS* e *LANDSAT*, sendo que esses satélites têm resolução espacial de 20 e 30 metros, respectivamente.

As imagens de satélite serão utilizadas na elaboração de mapas da área de estudo, na geração do modelo de elevação do terreno, na análise de uso do solo e no cálculo de índices (como o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, *NDVI*).

1.2. Relevo

Com base nos dados de altimetria disponíveis (pontos cotados, curvas de nível) obtidos a partir das cartas topográficas da área de estudo, é gerado em *software* de SIG o Modelo Digital de Terreno (MDT) com base no modelo *Triangulated Irregular Networks* (TIN). TIN refere-se ao modelo de rede triangular irregular utilizado para representar variáveis contínuas como elevação e temperatura. A partir do modelo TIN também é gerado o mapa de declividade do terreno em porcentagem, também com auxílio de *software* de SIG.

1.3. Geologia

Dados referentes à Geologia da área são importantes pelo fato de fornecerem informações a respeito do tipo de solo da Bacia Hidrográfica. Para alguns estados Brasileiros existem atlas geológicos disponíveis, inclusive com dados já em formato compatível com *softwares* de SIG. Além disso, esses dados podem ser obtidos junto ao CPRM (Serviço Geológico do Brasil; <www.cprm.gov.br>) o qual, além dos dados de Geologia, fornece uma série de outros produtos.

1.4. Uso do solo

O uso do solo é determinado, através da análise das imagens de satélite e fotointerpretação da região. Através da utilização de *softwares* de SIG é feita a classificação não supervisionada ou supervisionada das imagens de satélites e fotografias aéreas disponíveis. Caso haja necessidade, locais dentro e fora das unidades amostrais utilizadas para a coleta de dados poderão ser percorridos em campo para esclarecimento de dúvidas na análise das imagens e fotos aéreas, para o refinamento da caracterização das classes de uso do solo e para a validação do mapa de uso do solo gerado. Para a realização dos procedimentos descritos acima é necessário conhecimento em técnicas de sensoriamento remoto.

1.5. NDVI

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI) é um índice baseado no comportamento espectral das plantas que apresentam grande absorção na faixa do vermelho e grande reflexão na faixa do infravermelho próximo. A diferença entre essas faixas é proporcional à reflectância da imagem de satélite e fornece o grau de vegetação da imagem (Moreira, 2005). O valor desse índice varia de -1 a 1, sendo que valores próximos de 1 indicam áreas com muita vegetação e valores próximos de zero ou negativos indicam áreas com pouca ou nenhuma vegetação. O cálculo do NDVI é feito através da seguinte equação:

$$NDVI = (IVP - IV) / (IVP + IV)$$

Onde o *IVP* corresponde ao valor da reflectância da banda no infravermelho próximo e *IV* corresponde ao valor da reflectância da banda no vermelho visível.

2. CARACTERIZAÇÃO DE RIOS

Pelo fato de que grande parte dos rios em bacias de médio porte apresentam grande extensão, torna-se inviável a coleta de dados ao longo de todo o rio. Por isso, é importante a utilização de trechos de rios para a coleta de dados físicos, químicos e biológicos. O trecho de rio é a principal unidade em que haverá a coleta dos dados e deve representar as condições do rio naquela região (Fitzpatrick *et al.*, 1998). Esses trechos de rio serão denominados unidades amostrais (UA).

Em cada rio selecionado estabelecem-se unidades amostrais. A extensão da UA pode variar em função principalmente da largura e da profundidade do rio. Essa extensão também pode variar se o rio a ser amostrado possuir pequena profundidade e pode ser atravessado a pé ou se for profundo e para atravessá-lo é necessária a utilização de um barco (Fitzpatrick *et al.*, 1998).

De maneira geral, o comprimento da UA é obtido multiplicando-se a largura média do canal por 20. Essa multiplicação é utilizada para que cada unidade compreenda pelo menos uma porção do rio denominada de comprimento de onda meândrico (Leopold *et al.* 1964). Assim, nesse trecho de rio os diferentes tipos de habitat serão incluídos na UA. Além disso, um comprimento mínimo e máximo para a UA é necessário para que seja possível coletar dados biológicos representativos, mas também para que se evitem amostragens excessivas que possam comprometer a logística das campanhas de campo, além de desgaste excessivo para a equipe (Fitzpatrick *et al.*, 1998).

Para rios que podem ser atravessados sem auxílio de barco a extensão mínima e máxima de cada UA deverá ter 150 e 300 m, respectivamente. Para rios que necessitam de auxílio de barco para serem atravessados esses valores devem ser de 500 e 1000 m, respectivamente de acordo com o proposto por Meador *et al.* (1993).

A quantidade de rios amostrados e o número de UAs a serem estabelecidas devem ser determinados com base no conhecimento do pesquisador a respeito da área de estudo, do tamanho da bacia, além da disponibilidade de recursos e acessibilidade aos locais de coleta. Sugere-se para bacias de médio porte que se amostram ao menos os rios mais representativos da área de estudo e que se estabeleçam ao menos três UAs em cada rio, uma na parte superior do rio mais próxima das nascentes, uma na parte intermediária do rio e a última na parte mais baixa da bacia, mais próxima à foz do rio. Para bacias hidrográficas em que os valores médios das larguras mínimas e máximas dos

rios mais representativos sejam aproximadamente 70 e 190 m, respectivamente sugere-se o estabelecimento de três UAs de 500 m de comprimento.

As unidades amostrais devem ser distribuídas ao longo do rio com o objetivo de se contemplar todos os habitats dos rios selecionados. Com o auxílio de software de SIG a extensão de cada rio selecionado será determinada. Em seguida o comprimento de cada rio será dividido pelo número de unidades amostrais estabelecidas para que os locais destinados a implementação das unidades amostrais sejam determinados de maneira a representar da melhor forma cada rio.

Sugere-se a utilização de 11 transectos em cada UA distantes aproximadamente 50 m entre si, onde devem ser feitas as coletas das variáveis no canal, nas margens e na área de entorno da UA. Esse número de transectos é utilizado para manter a repetibilidade e precisão da amostragem, uma vez que 11 transectos correspondem a aproximadamente 80 % de acurácia das estimativas das médias para as características de habitat selecionadas (Simonson, 1994). Os transectos devem ser orientados perpendicularmente em relação à corrente de água e a distância entre transectos é determinada dividindo-se o comprimento da UA por 10.

Destaca-se que o primeiro transecto e o início da UA devem ser estabelecidos distantes de pontes, barragens e outras fontes de perturbação que possam alterar as características dos rios nesses locais. Nessas condições o início da UA e o primeiro transecto deve ser estabelecido à uma distância equivalente a 10 vezes a largura média do canal para que as possíveis perturbações possam ser evitadas (Fitzpatrick *et al.*, 1998).

Obviamente, essa distância pode aumentar ou diminuir, dependendo de características e condições específicas dos rios nesses locais e que devem ser levadas em consideração pelo pesquisador. Os limites iniciais e finais de cada UA assim como todos os pontos das margens dos rios de cada transecto devem ser georreferenciados com auxílio de um aparelho GPS. Esses pontos também devem ser marcados com marcadores permanentes como estacas ou fitas para facilitar a visualização dos transectos e coleta de dados, e para facilitar campanhas de campo posteriores.

2.1. Coleta de dados nos transectos

Os dados a serem obtidos nos transectos consistem em informações referentes à largura do canal, características da margem, profundidade do canal, características dos habitats e vegetação ripária. Em cada transecto devem ser estabelecidos 5 pontos de coleta. Dois pontos nas margens, para coleta de dados referentes à presença de macrófitas aquáticas ou outras comunidades vegetais aquáticas relevantes, declividade da margem, cobertura vegetal na margem, radiação incidente e tipo de substrato.

Um ponto no centro do canal para medida de radiação incidente, profundidade e ângulo de abertura do dossel em relação às margens, e dois pontos dispostos equidistantes entre o centro do canal e cada margem para medidas de profundidade.

3. AMBIENTE RIPÁRIO

3.1. Declividade da margem

A declividade da margem deve ser obtida em cada transecto nas duas margens da UA. A medida pode ser feita com auxílio de um clinômetro. O operador do clinômetro posiciona-se na margem e uma segunda pessoa se posiciona com um bastão de referência com uma marcação na altura dos olhos do operador do clinômetro, aproximadamente 3 m distante do operador, acompanhando a linha do transecto. A declividade expressa em graus e/ou porcentagem entre o operador do clinômetro e o bastão de referência é anotada, obtendo-se assim a declividade da margem em cada transecto (Fig. 1).

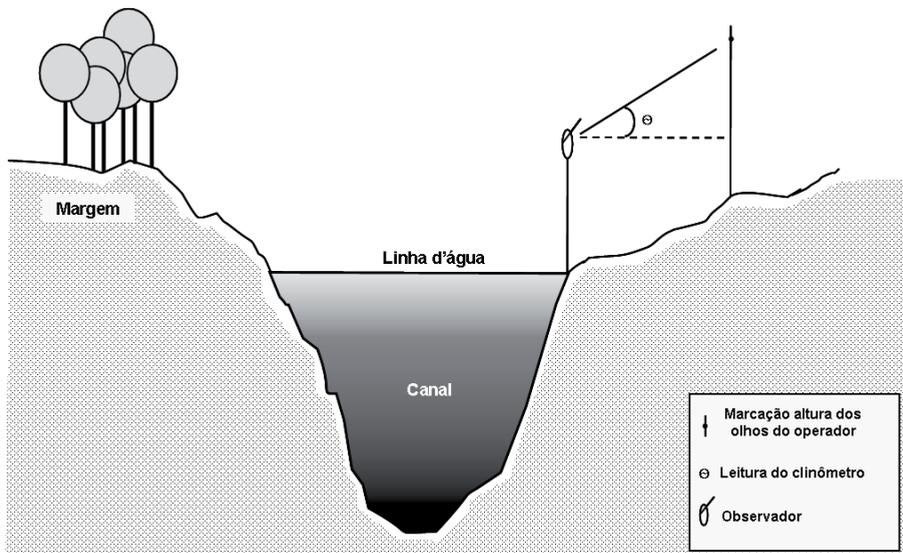


Figura 1. Esquema do procedimento utilizado para a obtenção da declividade da margem de rios com auxílio de clinômetro. (Fonte: Elaborado por Cancian).

3.2. Cobertura vegetal na margem

A cobertura vegetal deve ser obtida em cada transecto nas duas margens com auxílio de um densitômetro esférico côncavo. O densitômetro é composto de um espelho côncavo ou convexo dividido em 37 interseções de grade que formam 24 quadrados. O densitômetro deve ser posicionado na linha do transecto perpendicularmente à margem, 30 cm afastado da linha d'água e 30 cm acima do solo (Fig. 2).

O número de pontos da grade do espelho cercados por vegetação é contado para determinação da cobertura vegetal. Esta posição baixa é utilizada para se amostrar vegetação diretamente sobre as margens e também incorpora vegetação suspensa que se projeta sobre o corpo d'água (Platts *et al.* 1983). O valor de cobertura vegetal para cada ponto será convertido em porcentagem multiplicando-se o valor lido no densitômetro por 100 e dividindo-se o resultado por 37, que é o número de pontos possíveis no densitômetro.

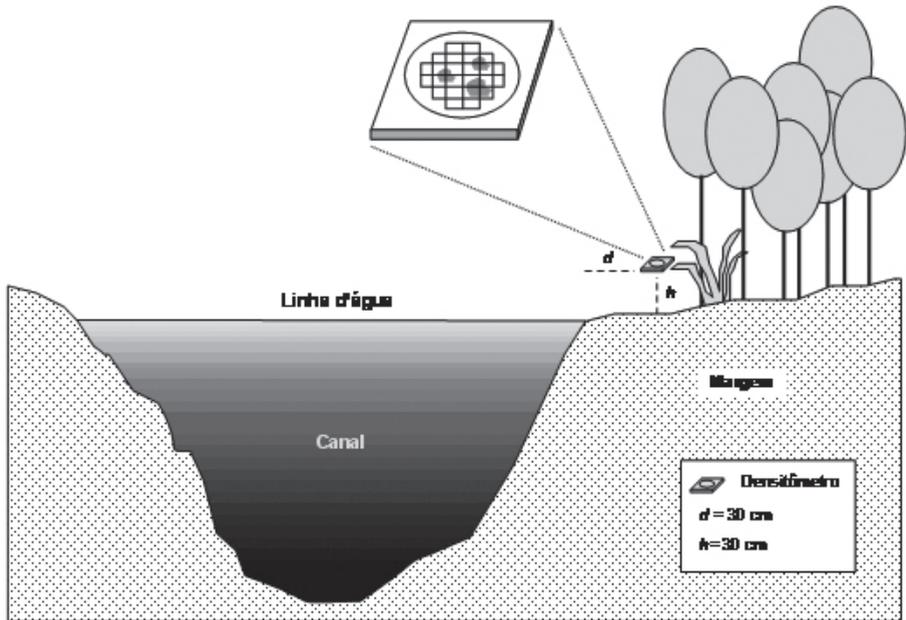


Figura 2. Esquema do procedimento utilizado para a obtenção da cobertura vegetal das margens de rios com auxílio de densitômetro esférico côncavo. (Fonte: Elaborado por Cancian).

3.3. Abertura do dossel no canal

A abertura do dossel corresponde à cobertura vegetal no canal do rio, e fornece uma estimativa importante do sombreamento do canal pela vegetação ripária, sendo considerada uma variável importante na caracterização de habitats para diversos organismos (Byl & Carney, 1996). A medida é feita no centro do canal em cada transecto com auxílio do clinômetro. A abertura do dossel é determinada anotando-se o valor do ângulo entre o observador e a porção de vegetação mais alta nas margens esquerda e direita na linha do transecto. Os ângulos esquerdo e direito são subtraídos de 180 para se obter o ângulo de abertura do dossel (Fig. 3). A distância entre o espelho d'água e a altura dos olhos do observador deve ser anotada principalmente em rios estreitos, onde o ângulo de abertura do dossel pode ser subestimado quando registrado a partir da altura dos olhos do observador.

A abertura do dossel é expressa em porcentagem multiplicando-se o valor de abertura do dossel por 100 e dividindo-se o resultado por 180.

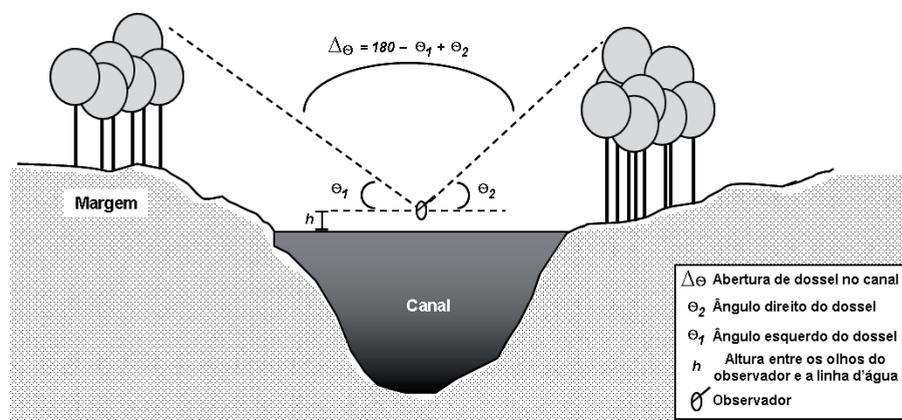


Figura 3. Ilustração do procedimento utilizado para a obtenção da abertura do dossel no canal. (Fonte: Elaborado por Cancian).

3.4. Altura da margem

A altura da margem deve ser determinada para cada transecto das UAs. O cálculo da altura da margem pode ser calculado através de geometria, aplicando-se as propriedades do triângulo retângulo aos valores de declividade da margem anotados e a distância conhecida entre o operador do clinômetro e o bastão de referência.

4. CANAL

4.1. *Coefficiente de atenuação de luz*

A disponibilidade de luz é uma variável importante para organismos aquáticos submersos. A luminosidade está relacionada principalmente à ocorrência de macrófitas aquáticas submersas. Em ambientes com alta transparência pode ocorrer uma distribuição de macrófitas aquáticas ao longo de um gradiente de luz (Ward & Talbot, 1984). Os dados referentes ao coeficiente de atenuação de luz serão obtidos nas unidades amostrais através da medição da radiação na superfície da água (0,0 m) e em uma profundidade determinada (0,2; 0,3 ou 0,5 m) com auxílio de radiômetro subaquático, nas duas margens e no centro do canal em cada transecto das UAs.

4.2. *Profundidade*

A profundidade do canal deve ser determinada em três pontos em cada transecto, com auxílio de uma corda com metragem marcada. As medidas serão feitas no ponto central do canal e nos dois pontos equidistantes entre o ponto central e cada uma das margens.

4.3. *Presença de macrófitas aquáticas*

A presença de macrófitas aquáticas deve ser determinada em cada ponto dos transectos nas duas margens. Nos locais de presença também devem anotar características das margens, como troncos caídos, erosões das margens, anteparos, cais ou portos e outras informações que possam ser relevantes.

4.4. *Velocidade de corrente*

A velocidade de corrente deve ser obtida ao menos em um ponto em cada UA, no centro do canal. Existem diferentes métodos para se determinar a velocidade de corrente. Um dos métodos mais simples é o método do flutuador, em que a velocidade de corrente é obtida medindo-se a velocidade de deslocamento de um objeto flutuante em um trecho de comprimento conhecido. No entanto para medidas mais precisas recomenda-se a utilização de aparelhos medidores de corrente denominados correntômetros que utilizam sensores acústicos ou molinetes para determinar a velocidade de corrente.

4.5. *Temperatura da água, turbidez, pH e condutividade elétrica*

A temperatura da água, turbidez, pH e condutividade elétrica são variáveis amplamente utilizadas na caracterização de corpos d'água e importantes descritoras de habitat (Barendregt & Bio, 2003). Essas variáveis devem ser

coletadas ao menos em três pontos de cada UA como mencionado anteriormente. A determinação dessas variáveis pode ser feita em campo com auxílio de aparelhos multi-sensores.

4.6. Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é outra variável importante na caracterização dos corpos d'água. Sugere-se que a determinação do oxigênio dissolvido na água seja feita ao menos em três pontos das UAs, assim como o sugerido para as diferentes formas de nitrogênio e fósforo. A concentração de oxigênio dissolvido pode ser obtida em campo com um oxímetro.

4.7. Nutrientes (N e P)

Nitrogênio e Fósforo são variáveis importantes relacionadas ao estado trófico dos ambientes aquáticos, além de muitas vezes estarem relacionados ao lançamento de efluentes orgânicos nos corpos d'água (Hall *et al.*, 1999; Sant'anna *et al.*, 2007). Além disso, alguns trabalhos destacam a relação entre a ocorrência de diferentes comunidades de vegetação aquática e o estado trófico do ambiente (Vestergaard & Sand-Jensen, 2000). A concentração de N e P na água é obtida a partir da coleta de amostras de água nas UAs. Sugere-se que sejam coletadas ao menos três amostras pontuais de água em cada UA, nas duas extremidades e no meio de cada unidade, em triplicata. Deve ser determinado o N total e P total além de N amoniacal, nitrito, nitrato e ortofosfato. Atualmente existem à disposição no mercado aparelhos que medem a concentração de íons diretamente no campo, no entanto o custo desses aparelhos ainda é muito restritivo.

ESPACIALIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS

A partir dos dados obtidos nos transectos é feita uma planilha eletrônica que deve conter as coordenadas geográficas de cada ponto obtidas com o GPS, a UA a que o ponto pertence e o nome e valor de cada variável coletada. Utilizando um software de SIG essa planilha é convertida em um arquivo de pontos e espacializada, gerando um plano de informação (PI) contendo todas as informações da planilha. Os dados referentes à elevação, geologia, NDVI e classes de uso do solo serão incorporados a esse PI através de procedimento de interseção de PIs.

O produto final obtido corresponde a um banco de dados espacializado contendo todos os valores de todos os dados gerados para cada ponto dos transectos das UA. De acordo com os objetivos do pesquisador, esses dados podem ser convertidos em camadas, também conhecidas como superfícies de tendência através de métodos de interpolação, para obtenção de dados

espacialmente contínuos. Para essas etapas são necessários conhecimentos em geostatística, sendo que os *softwares* de SIG apresentam diversas opções de métodos de interpolação.

OUTRAS INFORMAÇÕES RELEVANTES

A critério do pesquisador, além das variáveis mencionadas, podem ser obtidas outras informações que possam ser importantes para a caracterização dos rios da bacia hidrográfica. Pode-se citar como exemplo dados referentes ao tipo de solo na bacia. Esta variável influencia a permeabilidade do terreno, sendo importante nos fenômenos de enchentes, assim como para a recarga do aquífero. Além disso, dados referentes às classes de uso e ocupação do solo e dos processos erosivos que possam alterar as características físicas, e químicas dos rios são variáveis que, dependendo do objetivo do pesquisador, podem ser importantes uma vez que podem influenciar as características dos rios da área de estudo.

A Fig. 4 é uma representação simplificada das etapas necessárias para a elaboração de um banco de dados georreferenciado para bacias hidrográficas de acordo com a metodologia proposta.

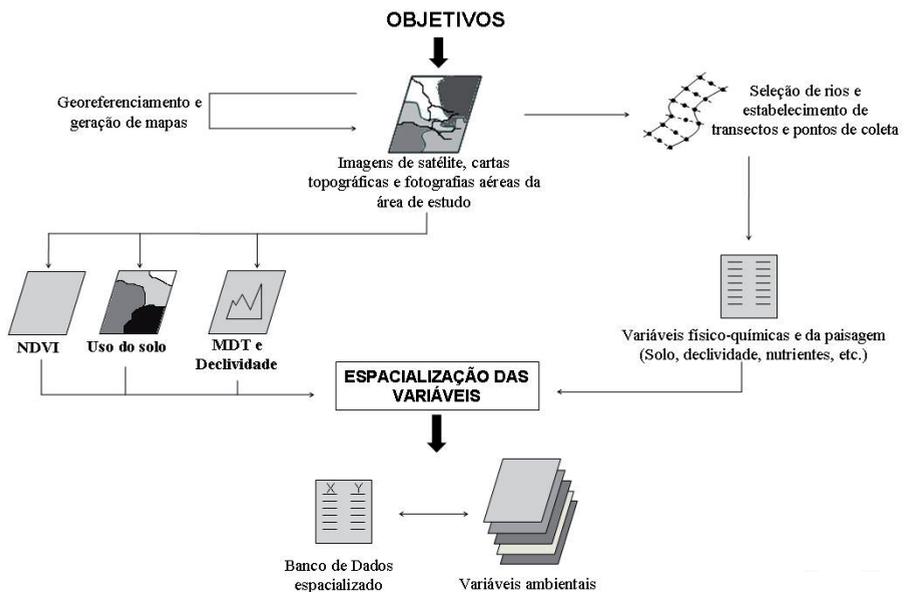


Figura 4. Esquema simplificado das etapas necessárias para elaboração de um banco de dados georreferenciado e camadas ambientais para rios e bacias hidrográficas. (Fonte: Elaborado por Cancian).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O protocolo proposto procurou contemplar todas as etapas da geração do banco de dados, desde a determinação de pontos de coleta de dados em campo, variáveis a serem coletadas, até a espacialização e obtenção de dados a partir de técnicas de SIG. A partir do banco de dados gerado e com a geração de superfícies contínuas de dados através das técnicas de interpolação mencionadas torna-se possível para o pesquisador trabalhar com camadas ambientais que contemplam toda a extensão dos rios. A utilização dessas camadas juntamente com algoritmos de modelagem e análises estatísticas permite ao pesquisador compreender as relações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas dos rios e os diferentes elementos da paisagem nas diferentes escalas dentro do contexto de bacia hidrográfica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aspinall R.J. e Pearson D. 2000. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: linking landscape ecology, environmental modeling and GIS. *Journal of Environmental Management*, 59: 299-319.
- Barendregt A. e Bio A. M. F. 2003. Relevant variables to predict macrophytes communities in running waters. *Ecological Modelling*, 160: 205-217.
- Becker F. G. 2002. Aplicações de sistemas de Informação Geográfica em Ecologia e Manejo de Bacias hidrográficas. Em: Schiavetti A. y Camargo A.F.M. 2002. *Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações*. Editus. Ilhéus (Brasil), 91-110 pp.
- Byl T.D. y Carney K.A. 1996. Instream investigations in the Beaver Creek watershed in West Tennessee. *U.S. Geological Water-Resources Investigations Report 96-4186*, 34 pp.
- Fitzpatrick F.A., Waite I.R., D'Arconte P.J., Meador M.R., Maupin M.A. y Gurtz M.E. 1998. Revised Methods for Characterizing Stream Habitat in the National Water-Quality Assessment Program. *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4052*, 63 pp.
- Hall R.I., Leavitt P.R., Dixit A.S. e Smol J. P. 1999. Effects of agriculture, urbanization and climate on water quality in the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*, 44: 739-756.
- He H., Zhou J., Wu Y., Zhang W. & Xie X. 2008. Modelling the response of surface water quality to the urbanization in Xi'an, China. *Journal of Environmental Management*, 86: 731-449.
- Hynes H.B.N. 1975. The Stream and its valley. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19: 1-15.
- Leopold L.B., Wolman M.G. y Miller J.P. 1964. *Fluvial processes in geomorphology*. San Francisco, W.H. Freeman, 522 pp.

- Meador M. R., Cuffney T. F. y Gurtz M. E. 1993. Methods for sampling fish communities as part of the National Water-Quality Assessment Program. *U.S. Geological Survey Open-File Report*, 93-104 pp.
- Moreira M. A. *Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação*. 3ª edição. 2005. Editora UFV, 320 pp.
- Pires J.S.R., Santos J.E. y Del Prette M.E. 2002. A Utilização do Conceito de Bacia Hidrográfica para a Conservação dos Recursos Naturais. Em: Schiavetti, A. & Camargo, A.F.M. 2002. *Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações*. Editus. Ilhéus (Brasil), 17-35 pp.
- Platts W.S., Megahan W.F. y Minshall G.W. 1983. Methods for evaluating stream, riparian and biotic conditions. Ogden, Utah. *U.S. Forest Service General Technical Report INT - 138*, 70 pp.
- Sant'anna E.B., Camargo A.F.M. y Bonocchi K.S.L. 2007. Effects of domestic sewage discharges in the estuarine region of the Itanhaém River basin (SP, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(2): 221-232.
- Sauquet E. 2006. Mapping mean annual river discharges: Geostatistical developments for incorporating river network dependencies. *Journal of Hydrology*, 331: 300-314.
- Simonson T.D., Lyons J. y Kanehl P.D. 1994. Quantifying fish habitat in streams – Transect spacing, sample size, and a proposed framework. *North American Journal of Fisheries Management*, 14(3): 607-615.
- Vestergaard O. y Sand-Jensen K. 2000. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. *Aquatic Botany*, 67: 85-107.
- Ward J. y Talbot J. 1984. Distribution of Aquatic Macrophytes in Lake Alexandrina, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 18: 211-220.
- Zhang G.Z., Zhao W.N. y Liu H. 2010. A GIS-Based Decision Support System for Water Trade Management of River Basin Cities. *Procedia Environmental Sciences* 2 (2010): 650-655.

CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES EDÁFICAS DE UN ARGUDOL TÍPICO CON AGREGADO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS Y PRODUCCIÓN HORTÍCOLA

Marta E. Conti⁽¹⁻³⁾, Elena Gómez⁽²⁾, Mirta G. González⁽¹⁾,
Romina Comese⁽¹⁾ y Gisela Moreno⁽¹⁾

¹Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, Buenos Aires 1417 (Argentina). E mail: <conti@agro.uba.ar>

²Cátedra de Microbiología Agrícola, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario, Campo Experimental J. Villarino, Zavalla 2123 (Argentina).

³Conicet (R. Argentina).

Resumen: Este trabajo evalúa la respuesta a corto plazo de algunas propiedades físicas, químicas, biológicas y el rendimiento de un cultivo de acelga (*Beta vulgaris* L. var. *cicla*, cv. *Bressane*) a la aplicación de diferentes dosis de *compost*, vermicompost y harina de hueso en un sistema de huerta orgánica. Se puso especial atención a la evolución y modificación de las fracciones de la materia orgánica del suelo (MOS). Aunque no se encontraron diferencias en el carbono orgánico edáfico (COS), el C orgánico particulado (COP) se incrementó con la aplicación de mezcla *compost-vermicompost* (VC) y la combinación del *compost-vermicompost* más harina de huesos (VC2+HH2). Al analizar la evolución de las fracciones de ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos y huminas se encontró aumentos en los AF, con los mayores valores en VC2+HH2. En general, la adición de *compost* solo o en combinación con harina de hueso produjo una fuerte estimulación a la respiración microbiana. Los tratamientos produjeron también un significativo aumento de la conductividad eléctrica, pero lejos de los límites que implican riesgo de salinización. También se encontró un incremento en el P extraíble (Pex) en todos los tratamientos con aplicación de enmienda con excepción de la harina de hueso aplicada en la dosis más baja (1,00 kg MS m⁻²). La capacidad de intercambio de cationes mostró un incremento significativo en VC2+HH2. Una sola aplicación de VC a dosis de 2,00 kg MS m⁻² fue suficiente para reducir significativamente la densidad aparente (Dap). La producción de acelga presentó un incremento (en kg materia seca m⁻²) en todos los tratamientos, pero sólo fue significativo en VC2+HH2. También se encontraron concentraciones más elevadas de N y P en la materia seca aérea de la acelga con la dosis más alta de la mezcla vermicompost (VC2) y VC2+HH2. En resumen el COP, AF, el C de la respiración y la Dap fueron las propiedades del suelo que mostraron una variación positiva después tras la aplicación de las enmiendas estudiadas. El tratamiento que combina vermicompost y harina de hueso (VC2+HH2) parece ser la mejor opción para alcanzar simultáneamente una mejora en la calidad de las fracciones orgánicas del suelo y la producción de cultivos.

Palabras clave: Suelos hortícolas, vermicompuestos, enmiendas orgánicas, carbono orgánico particulado, fraccionamiento de materia orgánica.

Changes in some properties of a typic Argiudoll and in horticultural productions produced by additions of organic amendments

Abstract: The short-term response of some soil physical, chemical and biological properties and the growth of chard, to the application of vermicompost-compost mix and/or bone meal at different doses in an organic system were evaluated in the present work. Fractions of soil organic matter after amendment application were also evaluated. Though no differences were found in oxidizable carbon, the particulate organic carbon was incremented in treatments with the application of vermicompost-compost mix (VC) and the combination of compost and bone meal (VC-HH). When analyzing the fulvic, humic and humin fractions, the highest concentration of fulvic acids were found in vermi-compost and bone meal mix, at the higher dose (VC2-HH2). In general, the addition of compost and/or bone meal stimulated microbial respiration. The treatments produced a slight but significant increase in electrical conductivity, though it was still far from limits that involve risk of salinization. An increment in extractable P was found in all the treatments with amendment application with the exception of bone meal applied at the lower dose (1 kg m^{-2}). The cation exchange capacity showed a significant increment in VC2+HH2. A single application of VC at dose of 2.00 kg m^{-2} was enough to significantly reduce bulk density. An increment in $\text{kg dry matter m}^{-2}$ of chard was observed in all the treatments, but it only was significant in VC2+HH2. However, the highest N and P concentration was found in chard aerial tissues from the treatments with the higher dose of the compost-vermicompost mix (VC2 and VC2+HH2). Particulate organic carbon, fulvic acid fraction, CO_2 released by respiration, and bulk density were the soil properties that showed a positive change after amendment application. Treatment combining vermicompost-compost and bone meal (VC2+HH2) seemed to be the best option to achieve an improvement both in soil quality and crop production.

Key words: horticultural soils, vermicompost, organic amendments, particulate organic carbon, soil organic matter fractionation.

1. INTRODUCCIÓN

El cultivo hortícola intensivo es una de las principales actividades que ocurren en el cinturón verde de ciudades densamente pobladas como Buenos Aires (R. Argentina). Generalmente la producción de verduras y hortalizas se realiza cultivándolas con fertilizantes e insumos relativamente altos de pesticidas. La producción continua realizada durante años, junto al uso de tecnologías inadecuadas como la remoción del suelo, ha generado en muchos casos grandes problemas de contaminación y degradación del suelo (Albiach *et al.* 2000; Ferreras *et al.* 2006). La necesidad de minimizar el impacto ambiental que se produce (sin disminuir la productividad) conlleva a buscar alternativas que permitan alcanzar una producción hortícola sustentable.

La conservación de la materia orgánica del suelo (MOS) es uno de los mayores factores para mantener la productividad a largo plazo de agroecosistemas intensivos. La aplicación de enmiendas orgánicas es una estrategia de gestión para contrarrestar la pérdida progresiva de MOS (Marinari *et al.* 2000; Tejada *et al.* 2008). Las enmiendas orgánicas mejoran las propiedades físicas, fisicoquímicas, bioquímicas y microbiológicas edáficas, incrementando positivamente la productividad de las plantas. Las enmiendas orgánicas son una fuente de nutrientes de liberación lenta y de alta disponibilidad de energía para los microorganismos del suelo (Gómez *et al.* 2006). Entre los principales beneficios que puede atribuirse a la utilización de enmiendas orgánicas se destacan la mejora de la agregación del suelo, la reducción de la densidad aparente, la mayor capacidad de retención de agua, la estabilización del pH y el aumento de la capacidad de intercambio catiónico (Sasal *et al.* 2000; Tejada *et al.* 2008), menor potencial de pérdida de nutrientes y una reducción en la pérdida de los nitratos (Tejada *et al.* 2009). Las enmiendas usadas en producción orgánica pueden promover menor susceptibilidad a las enfermedades en la planta y la posibilidad de obtener similares o aumentos en los rendimientos respecto a los obtenidos en la producción convencional (Bulluck III *et al.* 2002; Courtney y Mullen 2008).

El **objetivo** del presente trabajo fue evaluar la respuesta, a corto plazo, de algunas propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo tras la aplicación de diferentes tipos y dosis de enmiendas orgánicas. Se focalizó en la evolución de las sustancias orgánicas edáficas (especialmente de sus formas más activas), cuantificando el grado y sensibilidad del cambio producido para poder determinar su uso como indicadores de la calidad de suelos hortícolas. Simultáneamente fue determinado el efecto que se produjo en un cultivo de acelga (*Beta vulgaris* L. var. *cicla*, cv. *Bressane*), producción tradicional en el área estudiada.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción del sitio experimental

El estudio se realizó en la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (Argentina, 34 ° 38 'S - 58 ° 28' O) en un *Argiudol* típico con una historia de más de 15 años de producción hortícola orgánica con maíz, brócoli y poroto como cultivos predecesores recientes. La principales características físicas y químicas del horizonte superficial (0-20 cm) del sitio experimental antes del agregado de las enmiendas fueron: Densidad aparente 0,85 Mg m⁻³, pH en agua de 6,5; conductividad eléctrica 0,67 dS m⁻¹, MOS 49 g materia seca kg⁻¹, capacidad de intercambio catiónico 20 cmol kg⁻¹, fósforo extraíble 66,5 mg P kg⁻¹ y nitrógeno total 2,3 g N kg⁻¹.

El experimento fue establecido en Noviembre de 2008 (en parcelas de 0,8 m x 1,2 m); con un diseño de bloques completos al azar, con 3 repeticiones; se colocaron los plantines de acelga (*Beta vulgaris* L. var. *cicla*, cv. *Bressane*) con una densidad equivalente a 5 plantas m⁻². Siete días antes del trasplante se aflojó el suelo con una pala para la aplicación de las enmiendas en la línea de plantación, mezclándose en forma homogénea en los primeros 15 cm de suelo. El agua fue suministrada mediante lluvia, complementada con riego por goteo.

Los tratamientos establecidos fueron los siguientes:

- Vermicompost + *compost* (mezcla), a dosis de 1,00 kg MS m⁻² (VC1)
- Vermicompost + *compost* (mezcla), a dosis de 2,00 kg MS m⁻² (VC2)
- Harina de hueso, a dosis de 0,05 kg MS m⁻² (HH1)
- Harina de hueso, a dosis de 0,15 kg MS m⁻² (HH2)
- Vermicompost + *compost* (mezcla), a dosis de 2,00 kg MS m⁻² + harina de hueso a dosis de 0,15 kg MS m⁻² (VC2+HH2)
- Control, sin enmiendas (C).

El vermicompost es el producto maduro compuesto por los “*pellets*” de materia fecal de las lombrices californianas rojas (*Eisenia foetida*). El *compost* fue elaborado con paja, material verde y estiércol de conejo. Tanto el *compost* como el vermicompost se produjeron en la huerta de la Facultad de Agronomía y se mezclaron (1:1) para su aplicación.

La harina de huesos es un producto comercial cuyas características químicas se muestran en la Tabla 1 junto a los otros dos materiales empleados como enmiendas.

2.2. Toma de muestras, análisis de suelos y plantas

Al final del ciclo de producción del cultivo (132 días) se recogieron muestras de plantas y suelo para su posterior análisis.

2.2.1. Carbono orgánico del suelo (COS)

El COS se determinó por Walkley y Black (Nelson y Sommers 1982). En resumen la MOS se oxidó con K₂Cr₂O₇ en H₂SO₄ concentrado durante 30 min, titulándose el exceso de K₂Cr₂O₇ con sulfato ferroso-amónico.

2.2.2. Carbono orgánico particulado (COP)

El COP (Cambardella y Elliott 1992) se determinó mediante la dispersión de 10 g de suelo en 30 mL solución de hexametafosfato de Na (5,00 g L⁻¹),

agitando durante 15 h en un agitador de “vaivén”. Las muestras dispersas se pasaron por un tamiz de 53 μm y se enjuagaron varias veces con agua. El material retenido en el tamiz se secó a 50 °C durante la noche. El residuo resultante fue molido en un mortero y el COS analizado (Nelson y Sommers 1982).

2.2.3. Fraccionamiento de la Materia orgánica: Ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) y huminas (HN)

Se realizó el método descrito por Richter *et al.* (1979) que resumidamente consiste: 0,50 g de suelo (tamizado por 0,5 mm) se percoló con 20 mL NaOH 0,5 N para solubilizar el contenido de ácidos fúlvicos + húmicos; luego se precipitaron con ácido H_2SO_4 0,1 N; los AH se separan de los AF por filtración. Una solución alcalina disuelven posteriormente los AH.

Después de la separación de las fracciones de AF y AH se determinó su contenido en C por ataque con dicromato, valorándose con sulfato-ferroso de amonio y ácido fenil-antranílico el punto final de la misma. Las huminas (HN) se determinaron sobre la restante fracción no percolada según Walkley y Black (Nelson y Sommers 1982).

2.2.4. Carbono de la respiración microbiana (C respirado)

Las muestras edáficas con un 75 % de retención de agua se incubaron a 25 °C durante 7 días en frascos herméticos; el CO_2 producido se atrapó en exceso de NaOH 0,5 N; el medio alcalino se neutralizó con HCl 0,5 N en presencia de BaCl_2 para precipitar el carbonato producido (Frioni 2011).

También se determinaron las siguientes propiedades del suelo: pH en la mezcla suelo (agua 1:2,5); Conductividad eléctrica (CE) por potenciometría; P extraíble (Pe) por Bray y Kurtz N1 (1945); capacidad de intercambio catiónico (CIC) por extracción con acetato de amonio 1,0 N y pH 7,0 (Richter *et al.* 1982); y densidad aparente (Dap) por el método del cilindro (Forsythe 1975).

2.2.5. Rendimiento de la acelga y concentración de nutrientes en biomasa aérea de la planta

El rendimiento de la acelga expresado como peso seco (kg MS m^{-2}) se determinó cuando el cultivo alcanzó la talla comercial. Muestras compuestas de la parte aérea de 5 plantas por parcela se secaron a 60 °C durante 48 h.

A continuación las muestras se molieron para el análisis de N, P y K siguiendo las normas de los procedimientos analíticos propuestos por Westerman (1990).

2.3. Análisis estadístico

Los resultados fueron analizados estadísticamente mediante ANOVA y la comparación de medias se realizó mediante el *test* de Fisher *LSD* ($P < 0,05$; *SAS Institute* 1990).

Tabla 1. Composición químicas de las enmiendas utilizadas

Enmiendas orgánicas	pH (H ₂ O) (1:2,5)	CE (dS m ⁻¹)	C (g C kg ⁻¹)	N (g N kg ⁻¹)	C/N (residuo)	P (g P kg ⁻¹)	Ca (g Ca kg ⁻¹)
Compost	7,3	0,7	70	3,5	20	11,2	20
Vermicompost (VC)	7,2	3,7	100	7,5	13	7,2	20
Harina de hueso (HH)	7,9	5,0	60	30	1,5	11	225

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se muestran los valores de algunas propiedades edáficas (pH, CE, Pex, CIC y Dap) tras el periodo experimental.

3.1. Propiedades física edáficas

Una sola aplicación de la mezcla de compost-vermicompost en dosis de 2,00 kg MS m⁻² (VC2) fue suficiente para reducir significativamente la Dap de los tratamientos; también se encontró diferencias significativa para el tratamiento VC2+HH2. En los demás casos la Dap fue del mismo orden que la del Control (0,92 Mg m⁻³). La disminución de la Dap se debe a la mezcla de la fracción mineral del suelo con materia orgánica del compost-vermicompost que al tener carácter orgánico (Tabla 2) tiene menor densidad (Tejada *et al.* 2006a).

3.2. Propiedades fisicoquímicas edáficas

Un incremento en el pH y en la CE edáficos debido a un alto contenido salino de algunos *composts* puede restringir el desarrollo de los cultivos, convirtiéndose en dos de las principales preocupaciones de las aplicaciones a largo plazo (Courtney y Mullen 2008) de las adicciones de residuos sólidos orgánicos compostados (ROC).

En nuestra experiencia el pH edáfico no fue afectado por la aplicación de los ROC, efecto que cabría esperar ya que no son cantidades importantes de carbonatos o sales las que acompañan a los ROC adicionadas, ni tampoco es una propiedad sujeta a cambios rápidos debido al poder de amortiguación del suelo (Sasal *et al.* 2000; Ferreras *et al.* 2006). En cuanto a la CE en todos los tratamientos se produjo un aumento leve pero significativo;

sin embargo, los valores de CE se mantuvieron aún lejos de los límites que implican riesgo de salinización (Tabla 2).

3.3. Propiedades bioquímicas edáficas

Se encontró un incremento significativo de Nt y Pex en todos los tratamientos (con excepción del contenido de Nt en VC1 y VC2) y de Pex en HH1. Los valores más altos de Nt se presentaron en ambos tratamientos con adición de HH por las altas concentraciones de este elemento que contiene la harina de hueso. En cuanto al Pex los tratamientos VC1 y VC2+HH2 fueron los de mayor contenido.

La calidad del ROC se define por la naturaleza y cantidades de los componentes (Grigatti *et al.* 2004); en el caso de VC2+HH2 el incremento del Pex que se produce podría estar relacionado con un incremento de la actividad microbiana con producción de ácidos orgánicos (que deben facilitar la solubilización del P presente en la harina de huesos).

La CIC mostró un incremento significativo en VC2+HH2, no encontrándose diferencias en el resto de los tratamientos con respecto al Control (Tabla 2). Este incremento de CIC observado en VC2+HH2 es coherente con la mayor cantidad de AF en las parcelas de este tratamiento (Tabla 3). Los AF están formadas por ácidos débiles debido a la presencia de grupos reactivos carboxilos, carbonilos, fenólicos, *etc.*, lo que aumentan la capacidad de captura de cationes e incrementándose la CIC (Stevenson 1982).

3.4. Carbono orgánico edáfico (COS)

El COS fue alto (25 g C kg^{-1}) en todos los tratamientos, no encontrándose diferencias significativas ni entre ellos ni respecto al control (Tabla 2). Ferreras *et al.* (2006) encontraron que el contenido de COS aumentó significativamente en las parcelas al agregar residuos sólidos orgánicos domiciliarios y compost de estiércol de caballo y conejo tras 6 meses de haber incorporado 20 Mg MS ha^{-1} de dichos residuos a un suelo con larga historia de horticultura convencional. En el presente trabajo la falta de respuesta del COS es coherente con altos contenidos de COS inicial.

Sin embargo, hubo diferencias significativas en el COP en todos los tratamientos respecto al control, resultando los valores más altos significativamente con los tratamientos VC1, VC2 y VC2+HH2 respecto a los demás (Fig. 1). El COP es una fracción activa carbonada que constituye un sustrato fácilmente disponible para la biomasa microbiana (Cambardella y Elliot 1994); esta fracción ha sido reportada como un indicador temprano del incremento de COS con prácticas de manejo orgánicas (Bulluck III *et al.* 2002). Las fracciones más lábiles de la MOS son mucho más sensibles a los cambios producidos por las prácticas de agricultura orgánica (Six *et al.* 1999), como también se apreciará para los AF (Tabla 3).

Tabla 2. Propiedades físicas y químicas del suelo medidas después de 132 días desde la aplicación de las enmiendas.

pH, CE (conductividad eléctrica, Pex (fósforo extraíble), COS % C del suelo, Nt (nitrógeno total), C/N relación C/N en suelo, CIC (capacidad de intercambio catiónico), Dap (densidad aparente).

VC1: vermicompost-compost (1:1), 1,00 kg MS m⁻²; VC2: vermicompost-compost (1:1), 2,00 kg MS m⁻²; HH1: harina de hueso, 0,05 kg m⁻²; HH2: harina de hueso, 0,15 kg m⁻².

Tratamientos	Dap (Mg m ⁻³)	pH (H ₂ O)	CE (dS m ⁻¹)	CIC (cmol kg ⁻¹)	COS (g C kg ⁻¹)	Nt (g N kg ⁻¹)	C/N (suelo)	Pex (mg P kg ⁻¹)
Control	0,92 a	6,9 ns	0,69 c	16,6 b	250 a	2,3 c	10,1a	60,8 c
VC1	0,88 ab	6,9 ns	0,72 b	16,7 b	250 a	2,3 c	10,1a	77,5 a
VC2	0,85 b	7,0 ns	0,71 b	16,5 b	250 a	2,3 c	10,1a	67,4 b
HH1	0,91 a	6,7 ns	0,74 ab	14,4 b	251 a	4,6 a	5,4c	59,3 c
HH2	0,91 a	7,0 ns	0,77 a	17,5 b	250 a	4,8 a	5,2c	70,7 b
VC2+HH2	0,87 ab	7,0 ns	0,74 ab	23,0 a	260 a	3,5 b	7,1b	79,5 a

Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher $p < 0,05$; $n = 3$).

Tabla 3. Composición de las fracciones húmicas.

VC1: vermicompost-compost (1:1), 1,00 kg MS m⁻²; VC2: vermicompost-compost (1:1), 2,00 kg MS m⁻²; HH1: Harina de hueso, 0,05 kg MS m⁻²; HH2: Harina de hueso, 0,15 kg MS m⁻². C; control

Tratamientos	Ac. fúlvicos (AF) (% C AF / Ct)	Ac. húmicos (AH) (% C AH / Ct)	Huminas (HN) (% C HN / Ct)	AH/AF	AF/HN	(AF+AH)/HN
Control	16 b	30,1 a	53,9 b	1,9 a	0,30 b	0,85 b
VC1	16,1 b	30,3 a	53,6 b	1,9 a	0,30 b	0,86 b
VC2	16,1b	31 a	53 b	1,9 a	0,33 b	0,88 b
HH1	15,4 b	32,4 a	52,3 b	2,1 a	0,30 b	0,91 b
HH2	14,3 c	29,9 a	55,8 a	2,1 a	0,26 c	0,79 c
VC2+HH2	19,3 a	29,8 a	50,9 c	1,6 b	0,38 a	0,96 a

Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher $p < 0,05$; $n = 3$).

3.5. Fraccionamiento químico de la materia orgánica edáfica (MOS)

Al analizar las fracciones de la MOS se encontró que sólo los AF presentaron diferencias significativas entre VC2+HH2 y el Control, con valores más altos en aquel tratamiento con respecto al Control y a los restantes (Fig. 2A). Este resultado de la fracción AF es coherente con lo observado con la COP, ya que la fracción fúlvica es la más lábil de la COS, mientras que los HA y, sobre todo, las HN son las fracciones más estables (Orlov 1995).

Los HA no mostraron efectos significativos, mientras que las HN se encontraron significativamente en menor proporción con adición de HH1 con respecto a los otros tratamientos y al control (Fig. 2 B y C).

La Tabla 3 muestra la composición porcentual de las fracciones y las relaciones AF/AH. Según Orlov (1995) la razón AF/AH es útil para caracterizar los suelos en función del tipo y grado de la humificación presente; al respecto los suelos con una relación AF/AH >0,5 se consideran “suelos húmicos” (o con excelente estabilidad bioquímica del COS), mientras que la relación AF/AH entre 0,5 y 1,0 son indicativos de una relación equilibrada entre AF y AH (denominándose “suelos humicos-fúlvicos”), considerándose con un moderado grado de humificación. Sin embargo, estas consideraciones no son aplicables cuando la proporción de HN es alta como es el caso del suelo donde el experimento fue llevado a cabo (más del 50 % de la MOS es HN), por lo que cabe suponer que se encuadra dentro de una alta humificación. Por tanto, más útil será aplicar en este caso los índices AF/HN o (AF+AH)/HN (Tabla 3).

Estas consideraciones obligan a recurrir a la hipótesis de que un incremento de COS debe implicar un incremento de sustancias orgánicas poco humificadas (COP y AF), como es aquí el caso, por lo que los resultados corroboran la citada hipótesis.

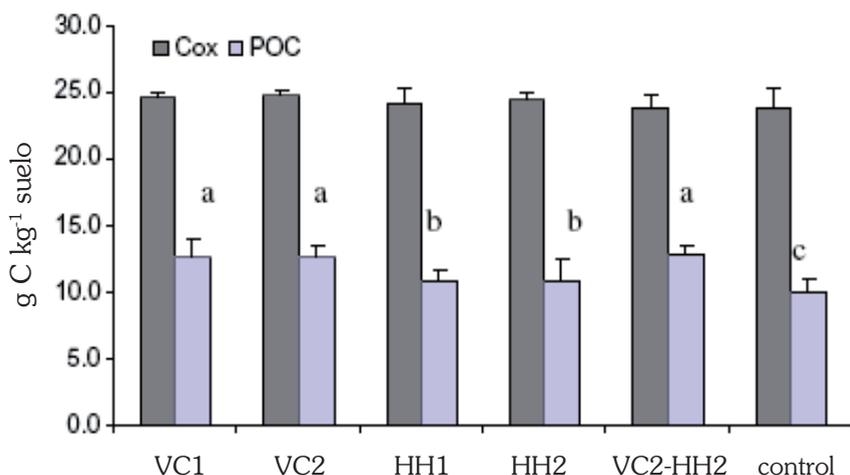


Figura 1. Carbono orgánico suelo (COS) y carbono orgánico particulado (COP) medidos después de 132 días desde la aplicación de las enmiendas. VC1: vermicompost-compost (1:1); 1,00 kg MS m⁻²; VC2: vermicompost-compost (1:1), 2,00 kg MS m⁻²; HH1: harina de hueso, 0,05 kg MS m⁻²; HH2: harina de hueso, 0,15 kg MS m⁻²

Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher $p < 0,05$, $n = 3$).

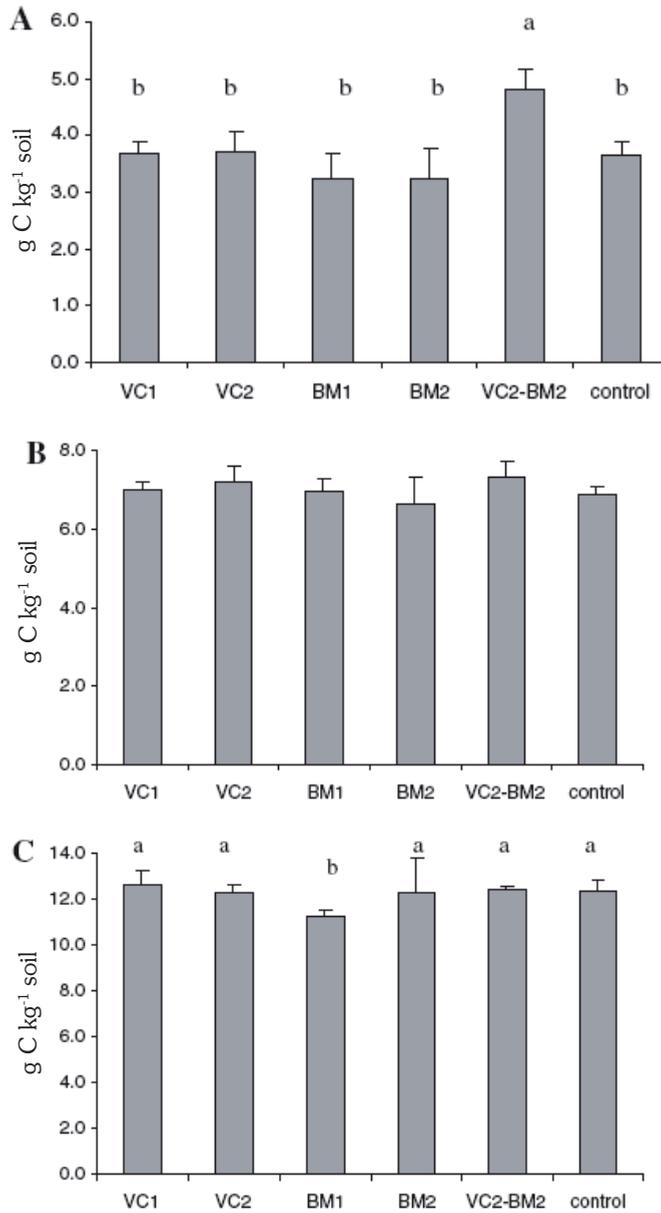


Figura 2. Fracciones húmicas después de 132 días desde la aplicación de las enmiendas: (A) Ácidos fúlvicos; (B) Ácidos húmicos; (C) Huminas. VC1: vermicompost-compost (1:1), 1,00 kg MS m⁻²; VC2: vermicompost-compost (1:1), 2,00 kg MS m⁻²; HH1: harina de hueso, 0,05 kg MS m⁻²; HH2: harina de hueso, 0,15 kg MS m⁻².

Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher $p < 0,05$).

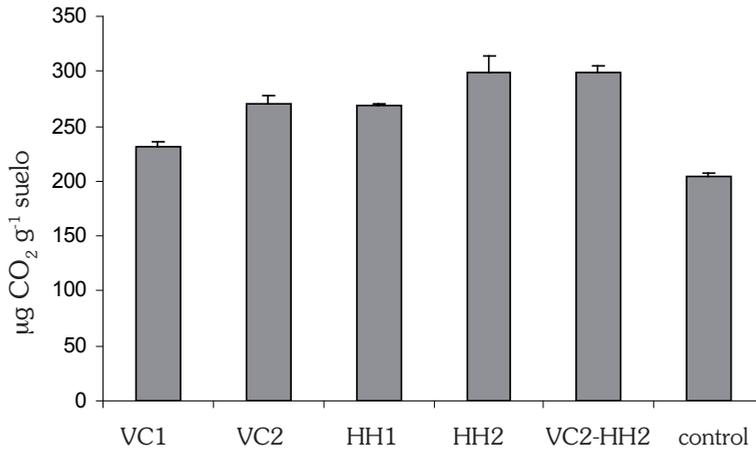


Figura 3. Carbono (CO₂) de respiración microbiana medido después de 132 días de la aplicación de las enmiendas orgánicas. VC1: vermicompost-compost (mezcla 1:1); 1,00 kg MS m⁻²; VC2: vermicompost-compost (mezcla 1:1); 2,00 kg MS m⁻²; HH1: harina de hueso, 0,05 kg MS m⁻²; HH2: harina de hueso, 0,15 kg MS m⁻².

Diferentes letras indican diferencias significativas (Fisher $p < 0,05$).

3.6. Respiración del suelo

La respiración microbiana fue más baja significativamente en el Control, VC1, VC2 y HH1, mientras que HH2 y VC2+HH2 mostraron los valores más altos (Fig. 3). Esto es coherente con lo anterior, pues los incrementos notados de COP y AF en estos dos tratamientos deben manifestarse por una parcial mineralización de estas fracciones más lábiles.

La respiración microbiana del suelo (medida a través de la producción de CO₂) es un indicador directo de actividad microbiana e, indirectamente, refleja la disponibilidad de COS fácilmente oxidable (Gómez *et al.* 2001). Añadir ROC, en general, estimula la respiración microbiana edáfica. La mayor cantidad de CO₂ emitido se observó en los tratamientos con aplicación de las dosis más altas, en línea con lo encontrado por otros investigadores (Marinari *et al.* 2000; Tejada *et al.* 2009) y en concordancia con una mayor oferta de fuentes de energía y nutrientes que estimulaban la actividad microbiana zimógena proveniente del composta (Frioni 2011).

3.7. Rendimiento de la producción

El rendimiento de acelga y los contenidos de N y P en la planta se presentan en la Tabla 4.

Se observó un incremento en peso seco (kg MS acelga m⁻²) significativo sólo en VC2+HH2.

Tabla 4. Rendimiento de materia seca de la acelga (kg MS m^{-2}) y concentración de N y P en biomasa aérea.

VC1: vermicompost-compost (1:1), 1 kg MS m^{-2} ; VC2: vermicompost-compost (1:1), 2 kg MS m^{-2} ; HH1: Harina de hueso, $0,05 \text{ kg MS m}^{-2}$; HH2: Harina de hueso. $0,15 \text{ kg MS m}^{-2}$.

Tratamientos	Rendimiento (materia seca) (kg MS m^{-2})	N (mg N kg^{-1})	P (mg P kg^{-1})
Control	3,54 b	19,2 c	3,4 d
VC1	3,77 ab	23,4 b	4,1 b
VC2	3,61 ab	25,0 a	4,8 a
HH1	3,66 ab	22,8 b	3,7 c
HH2	3,57 ab	21,9 b	3,9 c
VC2+HH2	3,85 a	24,2 a	4,5 a

Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher $p < 0,05$; $n = 3$).

Los contenidos de N y P, sin embargo, fueron significativamente mayor en todas las enmiendas con respecto al Control, siendo también significativamente más elevados en los tratamientos con la dosis más alta de la mezcla VC2+HH2, así como en VC2. Mylavarapu y Zinati (2009) también encontraron un incremento en N y P de las producciones tras la aplicación de una mezcla de compost de residuos sólidos urbanos (RSU) y biosólidos en un cultivo de perejil, lo que sugiere una alta mineralización del N orgánico y formación de fracciones lábiles del P con dichas aplicaciones, favoreciéndose la absorción de estos dos nutrientes.

4. CONCLUSIONES

Algunas variables evaluadas en el presente estudio fueron suficientemente sensibles como para detectar cambios producidos en suelo y cultivo por la aplicación de diferentes enmiendas. Así, la respiración microbiana creció significativamente en todos los tratamientos con respecto al control fundamentalmente con la aplicación de las dosis mayores de harina de huesos (en especial tratamientos HH2 y VC2+HH2). De la misma manera la densidad aparente experimentó una disminución en todos los sitios donde se incorporaron residuos orgánicos compostados. Por otra parte la CE mostró un leve incremento posterior a la adición de harina de huesos, pudiendo servir de indicador contra los riesgos potenciales de este subproducto en cuanto a la salinización a largo plazo por adiciones repetitivas.

En cuanto al impacto de las adiciones de residuos orgánicos compostados en este trabajo sólo se afectó la calidad (y no la cantidad) del COS;

así, la fracción fúlvica del COS se incrementó cuando se aplicó la enmienda combinada (VC2+HH2), además de un incremento de la fracción particulada (COP).

El efecto de los tratamientos con los residuos orgánicos compostados o enmiendas se reflejó en la concentración de N y P del cultivo en todos los tratamientos, aunque el rendimiento sólo se incrementó significativamente en VC2+HH2.

Los resultados de esta investigación inferen que la combinación de compost+vermicompost con la harina de huesos (VC2+HH2) fue la mejor opción para lograr una mejora tanto en las variables químicas y bioquímicas del suelo como en el rendimiento del cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Albiach R., R. Canet, F. Pomares y F. Ingelmo. 2000. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Biores. Technol.* 75: 43-48.
- Bray R.H y L.T. Kurtz. 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59: 39-45.
- Bremner J.M y C.S Mulvaney. 1982. Methods of soil analysis. En: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (eds.), *Chemical and Microbiological Properties*, Part 2. American Society of Agronomy, Madison, USA. Pp. 595-624.
- Bulluck III, L.R., M. Brosius, G.K. Evanylo y J.B. Ristaino. 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physicals and chemical properties on organic and conventional farms. *Appl. Soil Ecol.* 19: 147-160.
- Cambardella C.A y E.T. Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Cambardella C.A y E.T. Elliot. 1994. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fraction from cultivated grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 123-130.
- Courtney R.G y G.J Mullen. 2008. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. *Biores. Technol.* 99: 2913-2918.
- Ferreras L., E. Gómez, S. Toresani, I. Firpo y R. Rotondo. 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Biores. Technol.* 97: 635-640.
- Forsythe W. 1975. *Física de Suelos*. Editorial I.I.C.A., Costa Rica. 206 pp.
- Frioni L. 2011. *Microbiología básica, ambiental y agrícola*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires. 768 pp. ISBN 978-9260-85-2.
- Gómez E., L. Ferreras., S. Toresani., A. Ausilio y V. Bisaro. 2001. Changes in some soil properties in a Vertic Argiudoll under short term conservation tillage. *Soil Till. Res.* 61: 179-186.
- Gómez E., L. Ferreras y S. Toresani. 2006. Soil bacterial functional diversity as influenced by organic amendment application. *Biores. Technol.* 97: 1484-1489.

- Grigatti M., C. Ciavatta y C. Gessa. 2004. Evolution of organic matter from sewage sludge and garden trimming during composting. *Biores. Technol.* 91: 163-169.
- Marinari S., G. Masciandaro, B. Ceccanti y S. Grego. 2000. Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Biores. Technol.* 72: 9-17.
- Mylavarapu R.S y G.M. Zinati. 2009. Improvement of soil properties using compost for optimum parsley production in sandy soils. *Sci. Hortic.* 120: 426-430.
- Nelson D.W y L.E Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy Madison, USA. Pp. 539-577.
- Orlov D.S. 1995. Humic substances of soils and general theory of humification. En: *Hypotheses Regarding the Structure and Identification of Humic Substances*. A.A. Balkema, Rotterdam. Pp. 216-280.
- Richter M. 1979. *Un método rápido para la determinación de ácidos húmicos, fulvicos y huminas en suelos*. *Revista Investigación Agraria, Serie Suelos y Clima* (I.N.T.A., Buenos Aires), 14: 25-36.
- Richter M., M. Conti y G. Maccarini. 1982. Mejoras en la determinación de cationes intercambiables, acidez intercambiable y capacidad de intercambio catiónico en suelos. *Revista Facultad de Agronomía* (Buenos Aires), 3: 145-155.
- SAS Institute, 1990. *SAS/STAT User's Guide, Statistics Version*. Vol. 2, 6ª. edn. SAS Institute, Cary, USA.
- Sasal C., A. Andriulo., J. Ullé., F. Abrego y M. Bueno. 2000. Efecto de diferentes enmiendas sobre algunas propiedades edáficas, en sistemas de producción hortícola del centro norte de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* (Buenos Aires), 18: 95-104.
- Six J., E.T.Elliot y K. Paustian. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1350-1358.
- Stevenson F.J. 1982. Electrochemical and ion exchange properties. En: Stevenson F.J. (ed.), *Humus Chemistry*. John Wiley & Sons, Nueva York. Pp. 309-336.
- Tejada M., A.M. García-Martínez y J. Parrado. 2009. Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties, soil losses and soil restoration. *Catena*, 77: 238-247.
- Tejada M., J.L González., A.M García-Martínez y J. Parrado. 2008. Application of a green manure and green manure composted with beet vinasse on soil restoration: effects on soil properties. *Biores. Technol.* 99: 4949-4957.
- Tejada M., M.T. Hernández y C. García. 2006. Application of two organic amendments on soil restoration: effects on the soil biological properties. *J. Environ. Qual.* 35, 1010-1017.
- Westerman R.L. (ed.). 1990. *Soil Testing and Plant Analysis*. 3ª. edn., Soil Science Society of America, Book Series Nº. 3, Madison, USA. Pp 325.

EVALUACIÓN DE UNA BENTONITA ARGENTINA Y OTRA ESPAÑOLA: PRODUCTOS DE TRATAMIENTOS MECÁNICOS PARA LA POTABILIZACIÓN DE AGUAS

**M. A. Fernández^a, J. Pascual Cosp^b, R. Pérez Recuerda^c,
M.C. Assiego Larriva^c y R. M. Torres Sánchez^a**

a) CETMIC, Cno. Centenario y 506, CC 49, M. B. Gonnet, B1897ZCA (Argentina).

b) Dep. Ingeniería Civil de Materiales y Fabricación, Escuelas de las Ingenierías, c/ Dr. Ortiz Ramos, Málaga 29071 (España).

c) Empresa Municipal de aguas de Málaga (EMASA), Málaga (España).

e-mails: <rosats@cetmic.unlp.edu.ar>; <mfernandez@cetmic.unlp.edu.ar>; <jpascual@uma.es>; <rpr@emasa.es>; <mcal@emasa.es>.

Resumen: El incremento de la población mundial conlleva un aumento creciente de la necesidad de agua potable. Los procesos convencionales de purificación de agua involucran procedimientos de floculación y sedimentación, los cuales se logran con el agregado de coagulantes (sales de hierro y aluminio). La capacidad de adsorción de cationes metálicos demostrada por las montmorillonitas las postula como importantes coadyuvantes de floculación. Los cambios estructurales generados por dos tipos de molienda (ultrasonidos y por discos concéntricos) plantea a sus productos como alternativos a los minerales naturales. La caracterización realizada para analizar dos montmorillonitas naturales de Argentina y España (utilizadas como coadyuvantes de la coagulación) mediante difractogramas de rayos X evidenciaron variaciones en el contenido de agua de intercapa entre ellas y una mayor amorfización en el producto obtenido por molienda con discos de la montmorillonita argentina. La amorfización generó una disminución de superficie específica que se asignó a la formación de agregados y enriquecimiento de especies hidroxialumínicas en la superficie. Estas modificaciones de la superficie se reflejaron también en cambios en las propiedades de carga eléctrica superficial, que se postulan como responsables de las variaciones entre muestras de las cantidades adsorbidas de As, Cr, Ni y Pb. La bentonita argentina y sus productos de molienda (comparadas con la muestra española) mostraron los mejores valores de turbidez, postulándose como buenos coadyuvantes de coagulación.

Palabras clave: Floculación, coagulación, metales pesados, tratamiento mecánico, jar-test.

Assessment of Argentine and Spanish bentonites, its products derived from the mechanical treatments for drinking water treatment

Abstract: *The world population growth leads to a continuous increase of drinking water needs. Conventional water treatment processes involve flocculation and sedimentation, which are achieved by additions of coagulants (iron and aluminium salts). The metal cation adsorption capacity of montmorillonites postulates these materials as suitable for flocculation. Structural changes generated by two kinds of milling (ultrasound and concentric disks), generated products that can be suitable for water cleaning as alternative to natural minerals. Within the characterization of two natural montmorillonites (from Argentine and Spain) used in coagulation processing, the analysis by X-ray diffraction indicated variations in the interlayer water content between the two natural samples and a higher amorphization in the product obtained by grinding discs. This amorphization caused a decrease of specific surface value, which is assigned to the formation of aggregates and enrichment of hydroxyaluminium compounds on the surface. These surface changes were also reflected in changes of the surface electric charge properties, which are postulated as responsible for variations absorption capacities for As, Cr, Ni, and Pb. The Argentine bentonite and its milling products, compared with the Spanish samples, showed the best values of turbidity; then they are postulated as the best flocculation materials.*

Key words: flocculation, coagulation, heavy metals, mechanical treatment, jar-test.

INTRODUCCIÓN

La demanda diaria de agua potable en el mundo asciende a 240 mil millones de litros, considerando sólo 50 L por persona y día (6,9 mil millones de personas; *United Nations Population Fund*, 2010). El aumento continuo de la población (pronóstico de 9,1 mil millones en 2050; *United Nations Population Fund*, 2010) y las necesidades de abastecimiento de agua potable bajo normas genera la necesidad de desarrollar y/o mejorar las metodologías de potabilización (Olsen 1987; Qu 2008; Ambashta y Sillanpää 2010).

Para mejorar la calidad del agua potable se aplican una serie de procesos de acuerdo a las características de la contaminación del agua. Entre ellos se encuentran: La coagulación, ablandamiento, eliminación de hierro y manganeso, eliminación de olor y sabor, sedimentación, filtración, control de corrosión, evaporación y desinfección. En particular cuando el agua proviene de ríos incorpora materiales, microorganismos y desechos que pueden aportar metales pesados y su potabilización requiere un proceso más complejo ya que la turbidez, el contenido mineral y el grado de contaminación pueden variar según la época del año.

En particular, la materia orgánica (MO) en el agua es responsable, entre otros, de su turbidez, posibilitando la formación de agregados estables con los metales (comúnmente asociado con altos niveles de microorganismos) y puede también originar la formación de compuestos trihalometanos como subproductos de la cloración del agua potable (García-Villanova *et al.* 1997; Sérodes *et al.* 2003). Asimismo la MO (compuesta principalmente por ácidos húmicos y fúlvicos) es difícil de eliminar con las técnicas convencionales utilizadas en los procesos de floculación de tratamiento de agua (Lefebvre *et al.* 1999).

La mayoría de las partículas en suspensión tienen carga negativa. Esto significa que se repelen unas a otras y así se mantienen en suspensión en forma estable. El coagulante aporta iones con carga positiva que, al cambiar la carga electrostática de las partículas, genera su desestabilización. La atracción electrostática generada entre partículas y coagulante permite la aglomeración y posterior decantación de las mismas. La cantidad de coagulante químico y/o polielectrólito necesaria para una cantidad concreta de agua a tratar se puede determinar mediante un ensayo de coagulación en laboratorio (conocido como Prueba de Jarras o *jar test*).

Los coagulantes químicos más utilizados son sales de hierro o de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$; $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$; FeCl_3 ; *etc.*; Domínguez *et al.*, 2007; Moussas & Zouboulis, 2009; Bilici Baskan y Pala, 2010) o polímeros (Bilici Baskan *et al.* 2010).

Las arcillas montmorilloníticas se encuentran mayoritariamente en bentonitas naturales y se utilizan también en el proceso de coagulación debido a su alta área específica y cargas eléctricas superficiales (Liu *et al.* 2008). Éstas propiedades además permiten la adsorción de cationes metálicos (Saada *et al.* 2003; Bhattacharyya y Gupta 2006; Sen y Gómez 2011) y de MO en su superficie (Liao *et al.* 2009; Thongsathit *et al.* 2008; Varadachari *et al.* 1991).

Las modificaciones estructurales generadas por la aplicación de moliendas en las montmorillonitas generan cambios en sus propiedades superficiales de carga (Torres Sánchez 1997; Torres Sánchez *et al.* 1999; Christidis *et al.* 2005). En consecuencia, los productos obtenidos se postulan como alternativos en la retención de metales pesados y como floculantes en el tratamiento de aguas.

El objetivo de este trabajo es caracterizar por difracción de rayos X (DRX) y mediciones de potencial zeta una arcilla argentina y dos productos de distintos tratamientos mecánicos (ultrasonificación y atrición) y una muestra de bentonita española, la cual se postula como coadyuvante de coagulación en la potabilización de aguas. Las muestras caracterizadas se utilizaron para determinar la eficiencia de adsorción de metales pesados (Ni, Cr, As y Pb) y su capacidad de floculación en presencia de FeCl_3 (evaluada por medidas de turbidez).

MATERIALES Y MÉTODOS

La bentonita argentina proviene de la Provincia de Río Negro y se identificó como "M". Su composición mineralógica (84% montmorillonita, cuarzo 4% y feldespato 12%) y parámetros fisicoquímicos fueron determinados en trabajos previos (Magnoli *et al.*, 2008). Sus propiedades son: superficie específica (BET) $S_{N_2} = 34,0 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, punto isoeléctrico (IEP) a $\text{pH}=2,7$; capacidad de intercambio catiónico (CEC) 174 cmol kg^{-1} ; y fórmula estructural $(\text{Si}_{3,89} \text{Al}_{0,11}) (\text{Al}_{1,43} \text{Fe}_{0,26} \text{Mg}_{0,30}) \text{O}_{10} (\text{OH})_2 \text{M}^{+}_{0,41}$.

La bentonita sódica de Gador (Almería, España, Minas de Gador S.A.), identificada como "BNa" contiene montmorillonita, cuarzo y, en menor proporción, illita y óxido de hierro (Martín *et al.*, 1998). Sus propiedades: $S_{N_2} = 101 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ (Martín *et al.*, 1998); CEC de 117 cmol kg^{-1} (Gil *et al.*, 2000); y fórmula estructural $[(\text{Si}_4) (\text{Al}_{1,58} \text{Mg}_{0,23} \text{Fe}_{0,19})] \text{O}_{10} (\text{OH})_2 \text{M}^{+}_{0,23}$ (calculada a partir de los análisis químicos; Martín *et al.* 1998) según lo descrito por Siguin *et al.* (1994).

El FeCl_3 utilizado como coagulante fue adquirido en T3 QUÍMICA (España) y utilizado sin otro tratamiento. Una fracción de M fue tratada por ultrasonificación, en suspensión acuosa 20 g L^{-1} durante 15 minutos con una potencia nominal de 750 W y amplitud del 80 % en intervalos de parada/funcionamiento 2s/10s, mientras que la molienda por atrición realizada en otra fracción se realizó en un molino Herzorg HS10M (discos concéntricos) durante 120 segundos. Los productos obtenidos se identificaron como Mson y M120s, respectivamente.

Los difractogramas de rayos X se obtuvieron en un equipo de difracción de rayos X (DRX) Philips PW 3710 con los siguientes parámetros de trabajo: $0,02^\circ$ (2), 1 segundo. Por paso y el pico de reflexión d (001) se determinó en el rango $3\text{-}12^\circ$ (2) en muestra orientada obtenida por secado de una suspensión a temperatura ambiente, con humedad relativa constante de 47 %, durante 48 horas. La identificación cuantitativa de la muestra BNa (sobre muestra en polvo) se realizó por el método de Rietveld (1969), utilizando el programa de Rodríguez Carabajal (1990).

La superficie específica (S_w) se determinó por adsorción de vapor de agua, utilizando la metodología descrita por Torres Sánchez y Falasca (1997).

La determinación del diámetro aparente (Dap) de suspensiones acuosas ($0,5 \text{ g L}^{-1}$) se llevó a cabo en un equipo Broohaven 90 Plus/Bi- MAS, operando a $\lambda = 635 \text{ nm}$, 15 mW, con láser en estado sólido, con ángulo de medida de 90° y a $25 \pm 0,1^\circ \text{ C}$.

El valor del punto isoeléctrico (IEP) se obtuvo a través de determinaciones del potencial de difusión en suspensiones de 80 g L^{-1} , con ajuste de pH a través del agregado de KOH o HCl (Torres Sánchez 1997). Las medidas de potencial zeta se realizaron en el equipo Broohaven 90 Plus/Bi- MAS en el modo potencial zeta en suspensiones de $0,5 \text{ g L}^{-1}$, utilizando como electrolito soporte KCl 10^{-3} M .

La adsorción de metales se realizó en vasos con $50 \mu\text{g L}^{-1}$ de solución de cada metal (Ni, Cr, As y Pb). A continuación se agregaron 60 mg L^{-1} de arcilla a cada uno de los vasos con la solución del metal correspondiente y se mantuvo en agitación rápida con agitador magnético durante 3 min; luego se mantuvo en agitación lenta por 30 min y finalmente se dejó en reposo durante 30 min. Se filtró una fracción de la disolución (filtro de $0,45 \mu\text{m}$) y se analizó el sobrenadante (ICP-OES).

Para el ensayo de coagulación se utilizó un floculador (*jar test*) que permite la agitación simultánea a velocidad definida (150 r.p.m.) del líquido contenido en una serie de 6 vasos. El agua a clarificar se agitó en los vasos y a continuación se adicionó el coagulante (15 mg L^{-1} de FeCl_3) en agitación a 150 rpm durante 3 min. La temperatura del ensayo fue cercana a la del tratamiento en planta ($18 \text{ }^\circ\text{C}$). El agregado posterior del floculante (suspensión de 2 mg L^{-1} de arcilla) se realizó agitando a 150 r.p.m. durante 3 min para homogeneizar la suspensión. Transcurrido dicho tiempo se redujo la agitación a 50 rpm para conseguir la maduración y crecimiento de los flóculos durante 30 min. Sobre el agua clarificada se procedió a determinar la turbidez con un turbidímetro de laboratorio *Hach modelo 2100AN*.

RESULTADOS

La Fig. 1 muestra los difractogramas de rayos X de las muestras indicadas. La comparación de los difractogramas de rayos X de las muestras M y Mson permitió identificar los picos característicos de la montmorillonita utilizando un patrón previamente caracterizado en el CETMIC (Lombardi *et al.* 2003).

En la muestra M120s se observó la disminución y ensanchamiento del pico $d(001)$ y del $d(003)$ a $6,6$ y $28,5^\circ$ (2), respectivamente. Estas modificaciones indican la amorfización de esta muestra, evidenciando el ataque producido por la molienda en el eje C de la estructura cristalina de la montmorillonita (Sondi *et al.* 1997). El valor constante de $12,4 \text{ \AA}$ del pico de reflexión $d(001)$ para las muestras M y Mson indica la existencia de una monocapa de agua en el espacio interlaminaar (Bérend *et al.* 1995), mientras que para las muestras BNa y M120s el pico de reflexión $d(001)$ presenta un importante ensanchamiento e indica un mayor valor de intercapa ($13,8$ y $13,4 \text{ \AA}$, respectivamente) asignado a la formación de una bicapa de agua (Cases *et al.* 1997). En particular para la muestra BNa la mayor cantidad de agua es generada por su contenido en cationes de Na $3,35$ y $0,06 \%$ Na_2O para BNa y M, respectivamente según Magnoli *et al.* (2008) y Martín *et al.* (1998). En la muestra M120s la ruptura de la estructura con el tratamiento posibilita el intercambio de iones Na por Al en la intercapa generando un espaciado similar al encontrado en muestra homoionizadas con este último ión (Torres Sánchez, 1997).

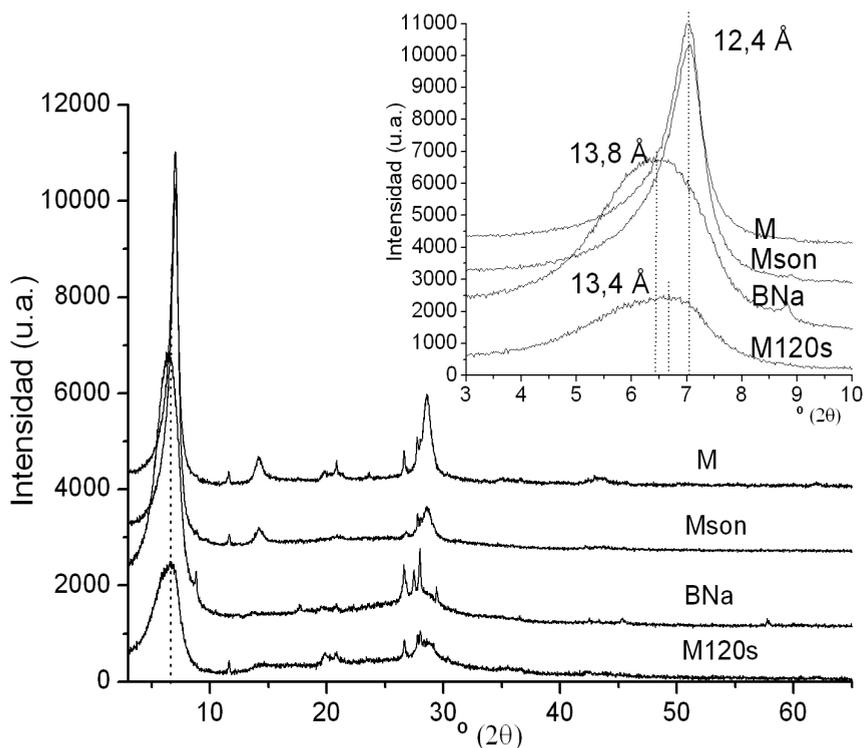


Figura 1. Difractogramas de rayos X de las muestras de bentonita argentina (M), de bentonita sódica de Gador (BNa) y productos obtenidos de “M” tratada por ultrasonificación (Mson y M120s); (u.a.: unidades arbitrarias).

La Tabla 1 resume los valores de Sw , D_{app} e IEP de las muestras de arcillas utilizadas como floculantes. El valor de Sw de las muestras M y BNa coinciden con los obtenidos previamente para otras muestras de montmorillonita (Torres Sánchez *et al.* 1997). La disminución de Sw de la muestra M120s, respecto de las muestras M y Mson, está relacionada directamente con el aumento del tamaño de partícula (D_{ap}) originado por el tratamiento de molienda y la formación de agregados (Torres Sánchez *et al.* 1999; Christidis *et al.* 2005).

El análisis cuantitativo de componentes cristalinos (Rietveld, 1969), realizado en la muestra BNa, indicó el siguiente contenido: Montmorillonita, 92 %; cuarzo, 3 %; feldespato Na-Ca, 3 %; e illita, 2 %. El alto valor de IEP obtenido para la muestra BNa puede ser originado por la presencia de óxidos de hierro amorfos (no identificados por DRX) cuyo pH de IEP está entre 8 y 9 (Parks, 1967), y las impurezas determinadas por el análisis cuantitativo. El valor coincidente de IEP obtenido para la muestra M y Mson confirma que el tratamiento de sonicación al no alterar la estructura cristalina (Figura 1) no genera cambios perceptibles en la superficie y sus cargas eléctricas por esta técnica. Los valores de IEP obtenidos para la muestra M y M120s son

cercanos a los obtenidos en otras muestras con tratamiento similar (Torres Sánchez 1997, Torres Sánchez *et al.* 2011).

En la Fig. 2 se observa la curva de potencial zeta en función de pH para las muestras indicadas. La curva de potencial zeta en el rango de pH estudiado (entre 3 y 9) muestra valores negativos en un rango de -25 a -40 mV para todas las muestras, en coincidencia con lo encontrado para montmorillonitas naturales (Sondi *et al.* 1996; Thomas *et al.* 1999; Durán *et al.* 2000; Lombardi *et al.* 2006).

Tabla 1. Medidas de superficie específica (Sw), diámetro aparente (Dap) y punto isoeléctrico (IEP) de las muestras de bentonita argentina (M); de bentonita sódica de Gador (BNa) y productos obtenidos de M tratada por ultrasonificación (Mson y M120s).

Muestra	Sw (m ² g ⁻¹)	Dap (μm)	IEP (pH)
BNa	594±8	0,47±0,01	11,3±0,2
M	573±9	0,58±0,02	2,7±0,2
Mson	546±7	0,54±0,01	2,7±0,2
M120s	371±4	1,47±0,01	4,6±0,2

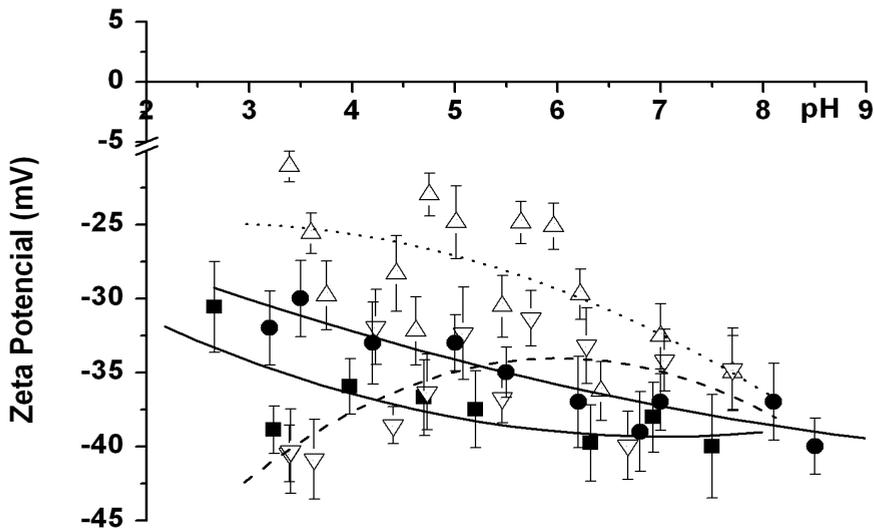


Figura 2. Curvas de potencial zeta en función de pH para las muestras de: bentonita sódica de Gador-BNa (■), bentonita argentina M (●) y productos obtenidos de M tratada por ultrasonificación (△) M120s y (▽) Mson.

La Fig. 3 resume los porcentajes de eliminación de los metales pesados estudiados obtenidos por las distintas muestras. Las muestras M y Mson se comportaron de manera similar frente a la adsorción de los metales Cr y Pb respecto a la muestra BNa, con adsorciones cercanas al 95 y 80 %, respectivamente, coincidiendo con lo obtenido por Tahir & Naseem (2007) y Strawn y Sparks (1999). La muestra M120s presentó una disminución del 19 % respecto a estas tres muestras en la adsorción de Pb. La adsorción de Ni por las muestras M y Mson fue marcadamente mayor (60 %) que la de la muestra BNa (24 %) y ésta respecto de la muestra M120s (8 %). El As, debido a su comportamiento aniónico en solución, muestra una adsorción que no supera el 15 % en ninguna de las muestras analizadas, lo cual se asigna a su adsorción en la superficie de borde de la montmorillonita y es positiva cerca de pH neutro (Chang y Sposito, 1994) y que corresponde solo a 4 % de la superficie total (Thomas *et al.*, 1999).

La Tabla 2 muestra la variación de los valores de turbidez obtenidos, para el agua cruda inicial en presencia de sólo FeCl_3 (15 mg L^{-1}) como coagulante, en presencia de la muestra BNa sola (20 mg L^{-1}) y de FeCl_3 con las distintas muestras de arcillas (2 mg L^{-1}) utilizadas como floculante. Se indica también los valores de turbidez y rendimientos obtenidos con menores (1 mg L^{-1}) y mayores (4 mg L^{-1}) contenidos de las muestras BNa y Mson, respectivamente.

Los valores de turbidez (NTU) obtenidos con la utilización de las muestras M, Mson y M120s están dentro de los valores aceptables ($<1 \text{ NTU}$; WHO, 1993), siendo menores respecto a la muestra BNa y a la utilización de FeCl_3 sin arcilla o con mayor cantidad de BNa (20 mg L^{-1}) sin FeCl_3 . Los valores de rendimientos obtenidos con el aumento de BNa (1 y 2 ppm) y Mson (2 y 4 ppm) en presencia de FeCl_3 no tienen cambios son significativos.

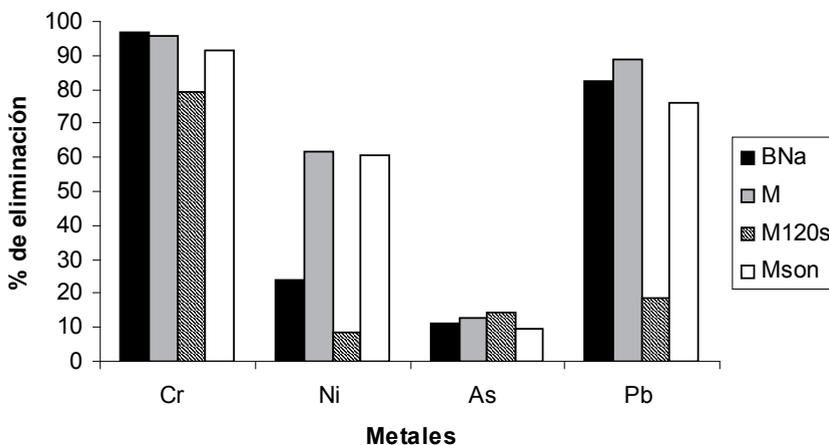


Figura 3. Porcentajes de eliminación de metales pesados obtenidos por las muestras de bentonita argentina (M); bentonita sódica de Gador (BNa) y productos obtenidos de M tratada por ultrasonicación (Mson y M120s).

Tabla 2. Turbidez (NTU) y rendimiento en presencia de FeCl_3 (15 mg L^{-1}) como floculante y las muestras de bentonita argentina (M); de bentonita sódica de Gador (BNa) y productos obtenidos de M tratada por ultrasonificación (Mson) y molienda (M120s).

Muestras	Turbidez (NTU)	Rendimiento (%)
Agua cruda	$6,14 \pm 0,31$	-
FeCl_3	$1,35 \pm 0,07$	78,0
BNa (20 mg/L)	$1,02 \pm 0,06$	83,3
BNa (1 mg/L) + FeCl_3	$1,18 \pm 0,06$	80,8
BNa (2 mg/L) + FeCl_3	$1,21 \pm 0,05$	80,3
M (2 mg/L) + FeCl_3	$0,52 \pm 0,03$	91,5
M120s(2 mg/L) + FeCl_3	$0,49 \pm 0,02$	92,0
Mson (2 mg/L) + FeCl_3	$0,53 \pm 0,03$	91,4
Mson (4 mg/L) + FeCl_3	$0,57 \pm 0,03$	90,7

DISCUSIÓN

Las variaciones en la cristalinidad entre las muestras M y BNa permitió evidenciar su distinta capacidad de adsorción de agua y en la muestra M120s el cambio en el eje C producido por la molienda, lo que afectó también su valor de superficie específica total.

Los altos valores de IEP para las muestras BNa y M120s reflejaron la presencia de impurezas en la primera, que modificaron su pH de IEP hacia el de dichos compuestos (IEP pH: illita = 6,4, hematita = 6,0 (Taubaso *et al.* 2004; Parks 1967), mientras que para la muestra M120s dicho aumento se asignó a la liberación del Al estructural hacia la solución y el consiguiente enriquecimiento de iones de Al o especies hidroxialuminio en los bordes y los contactos formados cara (+) borde (-) (Bojemueller *et al.* 2001). Consecuentemente el IEP de la muestra M120s tiende al valor del óxido de Al (IEP pH = 9,4 (Kittaka 1974).

El análisis de las curvas de potencial zeta permitió visualizar diferencias entre las muestras las cuales no se identificaron a través de sus respectivos pH de IEP.

La muestra Mson a bajo pH presenta un aumento en la carga negativa de su superficie respecto a la muestra M con igual valor de pH de IEP, el cual podría asignarse, como lo detalla Thomas *et al.* (1999), a la disminución del número de partículas empaquetadas (en coincidencia con la disminución del Dap de esta muestra) y aumento de la relación borde/cara con el consecuente aumento de la carga negativa. Por otro lado, la disminución de la carga negativa superficial de la muestra M120s con respecto a la carga superficial de la muestra M corresponde a la formación de oxihidróxidos de Al en la

superficie del mineral (Torres Sánchez *et al.* 2010), los cuales neutralizan parte de sus cargas negativas y genera un comportamiento de carga superficial del producto que tiende al de un óxido de Al y que también se evidenció en el ya comentado mayor valor de IEP.

Por último la muestra BNa presenta una curva de potencial zeta muy similar a la obtenida para la muestra M, mientras que ambas muestras presentaron un pH de IEP diferente. El distinto comportamiento obtenido para las dos muestras por los dos métodos podría indicar una mayor interferencia en la medición del IEP que en la determinación del potencial zeta de las impurezas presentes en la muestra BNa. Para confirmar esta hipótesis es necesaria la realización de otro tipo de análisis donde se evalúen los componentes amorfos presentes.

Los diferentes porcentajes de adsorción obtenidos para los metales analizados están principalmente asignados a el grado de selectividad de la superficie del silicato, el cual depende de la magnitud de la carga eléctrica y su origen (tetraédrico u octaédrico; Sposito, 1989), lo cual se evidencia particularmente en la diferente adsorción de Ni entre las muestras BNa (con $M^+=0,23$) respecto de la muestra M (con $M^+=0,41$). La formación de oxihidróxidos de Al en la superficie de la muestra M120s puede asignarse como la causante de la disminución en la retención de Pb, Ni y Cr respecto a las otras muestras (cerca a 70, 50 y 10%, respectivamente) y a que ambos cationes utilizan dos sitios de unión superficial, esto es, los generados por intercambio con los cationes existentes en la montmorillonita y los iones OH⁻ superficiales de los bordes (Baeyens & Bradbury 1997; Barbier *et al.* 2000; Bakhti *et al.* 2001).

Como se indicó precedentemente la baja adsorción de As respecto a la obtenida para los otros metales podría asignarse a la participación de los sitios de borde (Si-OH₂⁺ y Al-OH₂⁺) en dicha adsorción. La mayor adsorción del As para la muestra M120s (15 %) respecto a la obtenida para las muestras BNa, M y Mson (10 %) evidencia nuevamente la importancia en dicha adsorción de los oxihidroxidos de Al generados por el ataque mecánico de la capa octaédrica de la arcilla (Goldberg 2002).

CONCLUSIONES

Los análisis mineralógico por DRX de las muestras en estudio corroboran el alto contenido en Na₂O de la muestra BNa y la amorfización provocada en la estructura de la muestra M120s, confirmada esta última por la disminución de superficie total y aumento de Dap.

Las muestras M y Mson presentaron las mejores características frente a la adsorción de los metales Cr, Ni y Pb generadas por la mayor carga negativa superficial de las mismas frente a la muestra M120s. En particular la adsorción de Ni por las muestras M y Mson es más importante que la obtenida para la

muestra de referencia BNa (en este caso evidenciando la importancia de la carga de capa de las primeras).

La característica aniónica del As generó una baja adsorción en todas las muestras. La mayor presencia de Al en la superficie y disminución de la carga negativa superficial de la muestra M120s favorecen dicha adsorción.

El agregado de las arcillas M y sus productos de molienda como floculantes mejoran sensiblemente los rendimientos en la clarificación de la muestra de agua analizada, respecto a los obtenidos para la muestra BNa o con sólo FeCl_3 .

Agradecimientos

Los autores agradecen la ayuda financiera de la Secretaría de Ciencia y Técnica (SECyT-Argentina) y ANPCyT-FONCyT PICT 1360 (Argentina).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ambashta R.D. y M. Sillanpää, 2010. Water purification using magnetic assistance: a review *J. Hazard. Mater.*, 180: 38-49.
- Baeyens B. y M. Bradbury, 1997. A mechanistic description of Ni and Zn sorption on Na- Mont. I titration and sorption measurements. *J. Contaminant Hydrol.*, 27: 199-222.
- Bakhti A., Z. Derriche, A. Iddou y M. Larid, 2001. A study of the factors controlling the adsorption of Cr(III) on modified montmorillonites. *Europ. J. Soil Sci.*, 52: 683-692.
- Barbier F., G. Duc y M. Petit- Ramel, 2000. Adsorption of Pb and Cd ions from aqueous solution to the montmorillonite/water interface. *Coll & Surf., A*. 166: 153-159.
- Bérend I., J.M. Cases, M. François, J.P. Uriot, L.J. Michot, A. Maison y F. Thomas, 1995. Mechanism of adsorption and desorption of water vapor by homoionic montmorillonite: 2. The Li^+ , Na^+ , K^+ , Rb^+ and Cs^+ exchanged forms. *Clays & Clay Min.*, 43: 324-336.
- Bhattacharyya K.G. y S.S. Gupta, 2006. Kaolinite, montmorillonite, and their modified derivatives as adsorbents for removal of Cu (II) from aqueous solution. *Sepa. & Purif. Technol.*, 50: 88-397.
- Bilici Baskan M. y A. Pala. 2010. A statistical experiment design approach for arsenic removal by coagulation process using aluminium sulphate. *Desalination*, 254: 42-48.
- Bilici Baskan M., A. Pala y A. Türkman. 2010, Arsenate removal by coagulation using and organic polymers. *Ekoloji*, 19: 74, 69-76.
- Bojemueller E., A. Nennemann y G. Lagaly. 2001. Enhanced pesticide adsorption by thermally modified bentonites. *Appl. Clay Sci.*, 18: 277-284.
- Cases J.M., I. Bérend, M. François, J.P. Uriot, L.J. Michot y F. Thomas. 1997. Mechanism of adsorption and desorption of water vapor by homoionic mont-

- morillonite: 3. The Mg^{2+} , Ca^{2+} , Sr^{2+} and Ba^{2+} exchanged forms. *Clays & Clay Min.* 45: 8-22.
- Chang C. F.-R. y G. Sposito. 1994. The electrical double layer of a disk-shaped clay mineral particle: effect of particle size. *J. Coll. & Interf. Sci.*, 163: 19-27.
- Christidis G.E., F. Dellisanti, G. Valdre y P. Makri. 2005. Structural modifications of smectites mechanically deformed under controlled conditions. *Clay Min.*, 40: 511-522.
- Domínguez J.R., T. González, H.M. García, F. Sánchez-Lavado y J. Beltrán De Heredia. 2007. Aluminium sulfate as coagulant for highly polluted cork processing wastewaters: Removal of organic matter. *J. Hazard. Mater.*, 148: 15-21.
- Durán J.D.G., M.M. Ramos-Tejada, F.J. Arroyo y F. González-Caballero. 2000. Rheological and electrokinetic properties of Na-montmorillonite suspensions. *J. Coll. & Interf. Sci.*, 229: 107-117.
- García-Villanova R.J., C. García, J.A. Gómez, M.P. García y R. Ardanuy. 1997. Formation, evolution and modeling of trihalomethanes in the drinking water of a town: I. At the municipal treatment utilities. *Water Res.*, 31: 1299-1308.
- Gil A., M.A. Vicente y L.M. Gandía. 2000. Factores que controlan las propiedades texturales de arcillas intercaladas con disoluciones de circonio y aluminio. *Bol. Soc. Esp. Cerám. Vidrio*, 39: 530-534.
- Goldberg S. 2002. Competitive adsorption of arsenate and arsenite on oxides and clay minerals. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 413-421.
- Kittaka S. 1974. Isoelectric point of Al_2O_3 , Cr_2O_3 and Fe_2O_3 . I. Effect of heat treatment. *J. Coll. & Interf. Sci.*, 48: 327-333.
- Lefebvre E. y B. Legube. 1999. Coagulation par Fe(iii) de substances humiques extraites d'eaux de surface: effet du pH et de la concentration en substances humiques. *Water Res.*, 24: 591-606.
- Liao P.-F., P.X. Wu, W.-M. Wu, Q.-Q. Chen y Y.-F. Xu. 2009. Study of the sorption of humic acids on the clays. *Bull. Miner. Petrol. & Geochem.*, 28: 272-277.
- Liu X-W., M. Hu y Y-H. Hu. 2008. Chemical composition and surface charge properties of montmorillonite. *J. Cent. South Univ. Technol.*, 15: 193-195.
- Lombardi B., M. Baschini y R.M. Torres Sánchez. 2003. Bentonite deposits of Northern Patagonia. *Appl. Clay Sci.*, 22: 309-312.
- Lombardi B., R.M. Torres Sánchez, P. Eloy y M. Genet. 2006. Interaction of thiabendazole and benzimidazole with montmorillonite. *Appl. Clay Sci.*, 33: 59-65.
- Magnoli A.P., L. Tallone, C. Rosa, A.M. Dalcerro, S.M. Chiacchiera y R.M. Torres Sánchez. 2008. Commercial bentonites as detoxifier of broiler feed contaminated with aflatoxin. *Appl. Clay Sci.*, 40: 63-71.
- Martín R.M., M.L. Rojas-Cervantes, M.A. Vicente-Rodríguez, M.A. Bañares-Muñoz, A.J. López-Peinado, A. Jeréz y J.D. López-González. 1998. Condensación activada por microondas. Síntesis de heterociclos nitrogenados de interés farmacéutico. *Información Tecnol.*, 9(6): 23-26.
- Moussas P. A. y A.I. Zouboulis. 2009. A new inorganic-organic composite coagulant consisting of Polyferric Sulphate (PFS) and Polyacrylamide (PAA). *Water Res.*, 43: 3511-3524.

- Olsen A. 1987. Low technology water purification by bentonite clay and *Moringa oleifera* seed flocculation as performed in Sudanese villages: effects on *Schistosoma mansoni* cercariae. *Water Res.*, 21: 517-522.
- Parks G.A. 1967. Aqueous surface chemistry of oxides and complex oxide minerals. *Adv. Chem. Ser.*, 67: 121-160.
- Qu J. 2008. Research progress of novel adsorption processes in water purification: A review. *J. Environ. Sci.*, 20: 1-13.
- Rietveld H.M. 1969. A profile refinement method for nuclear and magnetic structures. *J. Appl. Crystal.*, 2: 65-71.
- Rodríguez-Caravajal J. 1990. Fullprof, a program for Rietveld refinement and pattern matching analysis. *Abstracts XV of Congress of the IUCr*, Toulouse, France. 127 pp.
- Saada A., D. Breeze, C. Crouzet, S. Cornu y P. Baranger, 2003. Adsorption of arsenic (V) on kaolinite and kaolinite-humic acid complexes. Role of humic acid nitrogen groups. *Chemosphere*, 51: 757-763.
- Sen T.K. y D. Gómez. 2011. Adsorption of zinc (Zn^{2+}) from aqueous solution on natural bentonite. *Desalination*, 267: 286-294.
- Sérodès J.-B., M.J. Rodríguez, H. Li y C. Bouchard. 2003. Occurrence of THMs and HAAs in experimental chlorinated waters of the Quebec City area (Canada) *Chemosphere*, 51: 253-263.
- Siguin D., S. Ferreira, L. Froufe y F. García. 1994. Smectites, the relationship between their properties and isomorphic substitution. *J. Mater. Sci.* 29: 4379-4384.
- Sposito G. 1989. Surface reactions in natural aqueous colloidal solutions. *G. Chimica*, 43: 169-176.
- Sondi I., J. Bišćan y V. Pravdić, 1996 Electrokinetics of Pure Clay Minerals Revisited. *J. Coll. & Interf. Sci.*, 178: 514-522.
- Sondi I., M. Stubicar y V. Pravdic. 1997. Surface properties of ripidolite and beidellite clays modified by high- energy ball milling. *Colloids Surf. A*, 127: 141-149.
- Strawn D.G., D.L. Sparks. 1999. The use of XAFS to distinguish between inner and outer sphere lead adsorption complexes on montmorillonite. *J. Coll. & Interf. Sci.*, 216: 257-269.
- Tahir S.S. y R. Naseem. 2007. Removal of Cr(III) from tannery wastewater by adsorption onto bentonite clay. *Separation & Purification Technol.*, 53: 312-321.
- Taubaso C., M. Dos Santos Afonso y R.M. Torres Sánchez. 2004. Modelling soil surface charge density using mineral composition. *Geoderma*, 121: 123-133.
- Thomas F., L.J. Michot, D. Vantelon, E. Montarges, B. Prelot, M.J. Cruchaudet y F. Delon, 1999. Layer charge and electrophoretic mobility of smectites. *Coll. & Surf. A*, 159: 351-358.
- Thongsathit S., C. Flood y R. Kiattikomol. 2008. Humic acid separation from water using clay membranes. *IAHS-AISH Publication*, 324: 280-286.
- Torres Sánchez R. M. 1997. Mechanochemical effects on physicochemical parameters of homoionic smectite. *Coll. & Surf. A*, 127: 135-140.
- Torres Sánchez R. M. y S. Falasca. 1997. Specific surface and surface charges of some Argentinean soils. *Z. Pflanz. Boden*, 160: 223-226.

- Torres Sánchez R. M., E. Basaldella y J.F. Marco. 1999. The effect of thermal and mechanical treatments on kaolinite characterization by XPS and IEP measurements. *J. Coll. & Interf. Sci.*, 215: 339-344.
- Torres Sánchez R. M., M. Genet, E. Gaigneaux, M. dos Santos Afonso y S. Yunes. 2011. Benzimidazole adsorption on the external and interlayer surface of montmorillonite and treated products. *Appl. Clay Sci.*, 53: 366-373.
- United Nations Population Fund, 2010. <www.unfpa.org/swp/2010/web/es/index.shtml>.
- Varadachari C., A.H. Mondal y K. Ghosh. 1991. Some aspects of clay-humus complexation: effect of exchangeable cations and lattice charge. *Soil Sci.*, 151: 220-227.
- W.H.O. (World Health Organization), 1993. Recommendations. *Guidelines for drinking-water quality*, 2^a edición, Vol. 1, Ginebra. <www.who.int/water_sanitation_health/dwq/2edvol1c.pdf>.

RELACIÓN CRONOESPACIAL DE LA CALIDAD DE SUELO Y AGUA BAJO PRODUCCIÓN INTENSIVA DE GANADO BOVINO

Olga S. Heredia, Hernán D. Mengoni y John J. Márquez Molina

Cátedra de Edafología, Dpto. Recursos Naturales y Ambiente, FAUBA. Av. San Martín 4453, Buenos Aires 1417 (Argentina). <heredia@agro.uba.ar>; <hmengoni@agro.uba.ar>; <marquezmolina@agro.uba.ar>

Resumen: Los objetivos del presente trabajo fueron evaluar la composición del agua de poro o intersticial lixiviando agua a través de columnas de suelo no disturbadas en suelos bajo producción intensiva de bovinos de carne (*feed-lots*), con el fin de mejorar el diagnóstico de los efectos que tienen las cargas animales en confinamiento sobre el suelo y el agua, evaluando la evolución de las variables analizadas, la influencia que tiene sobre las mismas la posición topográfica y el tiempo que la tierra está destinada a la producción intensiva de carne. Se tomaron muestras no perturbadas de suelos en columnas de PVC de suelos en distintas posiciones del paisaje y con distinta historia de confinamiento animal en un establecimiento de Trenque Lauquen, Buenos Aires (Argentina). En el agua intersticial se analizaron cationes, aniones, P, pH y conductividad eléctrica; y en el suelo cationes, P, S, nitratos, pH y conductividad eléctrica. Se analizó el agua subterránea a fin de relacionar todos los parámetros evaluados. El tiempo de confinamiento aumentó la carga de iones, aumentando la conductividad del agua intersticial; con 8 años de confinamiento se lixivian 16 veces más iones que en el testigo. En las lomas es donde se encontraron los niveles más altos de lixiviación de componentes con poco menos de $8,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Entre los tratamientos de 1 y 8 años de confinamiento animal hay, en promedio, un 9 % de diferencia en los iones lixiviados a favor del tratamiento con mayor uso. Las aguas lixiviadas coinciden en cuanto a la calidad del agua freática en el corral 1, mientras que no lo es en el corral 2. El ión que más se moviliza es el Mg^{+2} ; entre los monovalentes el Na^+ y el K^+ varían en su concentración según la posición topográfica y el tiempo de uso. El Cl^- es el anión que más se moviliza siendo la calidad del agua intersticial cloruro magnesiana. Dentro los iones contaminantes el que más se moviliza es el nitrato, seguido por el sulfato y el fosfato, siendo el P el mejor indicador de calidad y contaminación de suelos y aguas. En la posición de loma es donde se encontraron los mayores valores de estos tres aniones.

Palabras clave: *Feedlot*, fósforo, sulfato, topografía, tiempo de confinamiento, agua intersticial.

Crono-spatial relationship of soil and water quality under feedlot

Abstract: The objective of this study was to evaluate the composition of pore water leaching through undisturbed soil columns in soils under intensive production of beef cattle (feedlot), in order to improve the diagnosis of the effects that animals under confinement have on the soil and water, assessing the evolution of the variables analyzed and the influence of topographic position and time that the land is use with intensive beef production. Samples were taken in undisturbed soil columns in different landscape positions and different history of animal confinement, in Trenque Lauquen, province of Buenos Aires, Argentina. In the pore water we analyzed cations, anions, P, pH, Electric (EC), and soil we analyzed cations, P, S, nitrates, pH, EC. Groundwater was analyzed in order to relate all the parameters evaluates. Confinement time increase ions concentration and the EC of pore water, with 8 years of confinement are leached 16 times more ions than in the control. In the hill positions is where the highest levels of leaching of components were found, with just under 8 ton ha⁻¹. Between treatments 1 and 8 years of occupation under feedlot had, on average, 9 % of difference in the total ion leaching Groundwater quality under feedlot 1 was similar to pore water, while it is not in the feedlot 2. Ion that most moves is Mg²⁺; Na⁺ and K⁺ monovalent cations vary in concentration according to topographic position and time of land use. Chloride is the most moving ion. Nitrate is the pollutant more mobile, followed by sulfate and phosphate. P was the best indicator of quality and soil and water pollution. In hill position is where we found the highest values of these three anions.

Key words: feedlot, phosphorus, sulfates, topography, time of confinement, matricial water.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de acuíferos ocurre si la carga contaminante, generada por descargas y lixiviados antropogénicos, no se controla adecuadamente y excede la capacidad natural de atenuación de la zona no saturada. Esta capacidad de atenuación es el resultado tanto de la degradación biológica y de diversas reacciones químicas que ocurren en el suelo, como del retraso en el transporte del contaminante, todo ello vinculado a la capacidad de sorción sobre las superficies coloidales del suelo (Foster *et al.*, 2006).

El aumento en la intensidad en el uso de la tierra genera una gran presión sobre los recursos naturales, en particular el suelo; a consecuencia del mismo puede existir un impacto importante sobre el recurso agua. La producción ganadera en Argentina está sufriendo un proceso de intensificación. El engorde de bovinos fue originalmente realizado en el país en pastizales naturales, praderas y verdesos, incluyendo o no algún tipo de suplementación (Heredia *et al.*, 2009a).

El sistema intensivo de engorde a corral o *feedlot* es una tecnología de producción de carne con los animales en confinamiento, dietas de alta concentración energética y alta digestibilidad. Este sistema genera grandes volúmenes de excretas, tanto líquidas como sólidas (Pordomingo, 2001).

Los vacunos excretan por día alrededor del 5 al 6 % de su peso vivo. Estos residuos pueden potencialmente contribuir a la contaminación ambiental con nutrientes, materia orgánica, sedimentos, patógenos, elementos traza, hormonas y antibióticos. En el suelo estas sustancias sufren distintos procesos a través de los cuales pueden ser neutralizadas, degradadas, volatilizadas, adsorbidas, complejadas, precipitadas, bioasimiladas o transportadas por erosión, disolución o escurrimiento. Esta interacción dependerá también del tipo de suelo, régimen hídrico y tratamiento previo del estiércol y efluentes (Heredia *et al.*, 2009a).

El suelo modifica la calidad del agua que se mueve a través del mismo condicionado la calidad y la cantidad de sales que se incorporan. Los efectos antrópicos, actuando a través de la intensidad del uso de la tierra, modifican los balances naturales, aumentando el riesgo de contaminación de suelo y agua.

El agua que infiltra a través de los suelos y sedimentos porosos, en condiciones favorables, podría conservar un registro de los procesos de meteorización, las variaciones climáticas a través de modificaciones en el balance hidrológico y la humedad del suelo, o alterando las tasas de lavado. Asimismo podría considerarse un indicador de las actividades humanas y, en consecuencia, ser una herramienta útil para predecir el comportamiento ambiental de los distintos componentes que puede almacenar la zona no saturada y transmitir a los acuíferos (Kanfi *et al.*, 1983; García, 2005).

La cantidad de agua que ingresa al suelo puede ser evaluada desde distintos puntos de vista; por un lado condiciona el agua almacenada y, por ende, la posibilidad de producción agropecuaria, tanto en calidad como en cantidad de granos cosechados. Por otra parte los excesos ó déficits hídricos marcarán la evolución potencial de los suelos y la traslocación de diversos tipos de sustancias que van a perderse del sistema edáfico y llegar al agua subterránea (Mengoni *et al.*, 2010). Las propiedades edáficas son utilizadas para controlar los riesgos de liberación repentina de contaminantes de los suelos hacia el agua, afectando la calidad del agua intersticial y, por último, el agua subterránea.

Existen antecedentes en el país en los cuales se han evaluado distintas formas (totales, intercambiables y solubles) de diversos iones, en especial de metales pesados (Camilion *et al.*, 2003; Heredia *et al.*, 2003; Bargiela *et al.*, 2006).

La solución del suelo puede evaluarse de distintas formas, por ej., ensayos en columnas y en *batch* (Beltrán *et al.*, 1995) para desplazar el agua intersticial, siendo los más habitualmente utilizados (Plassard *et al.*, 2000; Miretzki *et al.*, 2006). Hay autores que han utilizados columnas más grandes de PVC para evaluar el transporte de herbicidas (Bedmar *et al.*, 2004).

En la actualidad el productor agropecuario se enfrenta a diversos desafíos para cubrir los requerimientos exigidos por el consumidor y los mercados globalizados.

En este nuevo contexto existe la necesidad de considerar la calidad del agua dentro de un manejo integrado del suelo, del agua y de los efluentes dentro del mismo establecimiento rural. Los productores son los primeros en sufrir las consecuencias de la baja calidad de agua superficial o subterránea. El manejo incorrecto de fertilizantes y estiércol son una amenaza para la salud y afecta directamente la productividad futura y la calidad ambiental de los agrosistemas. De esta manera el manejo de tierras en cuencas agrícolas ha pasado de ser de importancia rural a regional (Sharpley, 2010).

Entre los elementos de importancia en contaminación ambiental de origen ganadero el nitrógeno y el fósforo constituyen los de mayor incidencia por su elevada concentración en las dietas, su movilidad y ubicuidad, pudiendo afectar la salud humana y animal (Whalen and Chang, 2001). El enriquecimiento de P y N orgánico en profundidad, la salinización del perfil y la presencia de nitratos en el agua subterránea y de amonio en las aguas superficiales fueron ya detectados en *feedlots* de la Región Pampeana (Andriulo *et al.*, 2003). También se observó que algunos elementos traza (Cu y Zn) aumentaron su concentración, tanto en el suelo como en el agua subterránea en sistema de engorde intensivo de vacunos (Andriulo *et al.*, 2003).

El perfil natural del suelo atenúa gran parte de los contaminantes. Son muy solubles y móviles en especial los nitratos y cloruros, lixiviando con facilidad hacia el agua subterránea, sufriendo muy poca atenuación en la zona no saturada (Heredia *et al.*, 2009b). Lavado *et al.* (2000), Andriulo *et al.* (2000) y Costa *et al.* (2000) estudiaron el problema de la lixiviación de nitratos en suelos de la zona de la Pampa Húmeda manifestando la complejidad de su estimación. En la zona rural de Pergamino (Provincia de Buenos Aires, Argentina) Galindo *et al.* (2002) señalaron un valor promedio de nitratos en el agua de 43,9 mg N kg⁻¹ frente a 24,0 mg N kg⁻¹ encontrado por Andriulo *et al.* (1997). Estos autores obtuvieron en sitios con cría de aves o cerdos asociados con contaminación puntual un valor promedio de nitratos de 79 mg N kg⁻¹, superando el estándar internacional. El aumento de conductividad eléctrica y de nitratos también fue evaluada en tambos en la Provincia de Buenos Aires y Santa Fe (Herrero *et al.*, 2002; Sainato *et al.*, 2006, Losinno *et al.*, 2008).

Las formas solubles e intercambiables de diversos elementos químicos presentes en los suelos reflejan por una parte la fracción de rápida biodisponibilidad para la plantas y por otra su potencial movimiento hacia los acuíferos, por lo que su estudio puede ser considerado fundamental para evaluaciones ambientales (McLean y Bledsoe, 1992).

La evaluación de estas formas en el agua intersticial en perfiles de suelos podrían ser de gran utilidad para conocer su concentración y evaluar la especiación química de los mismos que influye marcadamente sobre el transporte, la biodisponibilidad y ecotoxicidad de los mismos (Reylli y Baerh, 2006).

El **objetivo** a desarrollar en este capítulo fue evaluar la composición del agua intersticial utilizando columnas de suelo no perturbadas provenientes de suelos bajo producción intensiva de bovinos de carne (*feedlots*) a fin de mejorar el

diagnóstico de los efectos que las cargas animales bajo confinamiento tienen sobre el suelo y el agua subterránea, evaluando la evolución de las variables analizadas y la influencia que tiene sobre las mismas la posición topográfica y el tiempo que la tierra está destinada a la producción intensiva de carne.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en un establecimiento ubicado en el partido de Trenque Lauquen (lat= -36,039° long= -63,049°; Sistema de coordenadas Gauss-Krüger, faja 4), al Oeste-Noroeste de la Provincia de Buenos Aires (Argentina). En cuanto a las características geomorfológicas la zona de estudio se encuentra ubicada en zona conocida como Pampa interior o arenosa, la cual se encuentra configurada con una pendiente regional suave de Oeste a Este, siendo el gradiente promedio de 25 cm por kilómetro; la región de influencia se encuentra surcada por médanos que entorpecen el drenaje superficial, los cuales generan un sistema de drenaje arreico, y que genera que el agua sólo pueda ser infiltrada en profundidad o evaporada y, en algunos casos, acumulada en cuerpos de agua someros. Debido a las características geomorfológicas predominantes en la zona de estudio los suelos se han desarrollado a partir de materiales arenosos recientes de espesor variable, los cuales se encuentran asentados sobre sedimentos arenosos de espesor variable, a veces con capas subyacentes con una textura fina poco permeables que hacen apoyo a la capa freática, que depende por tanto del espesor del manto arenoso (Fig. 1).

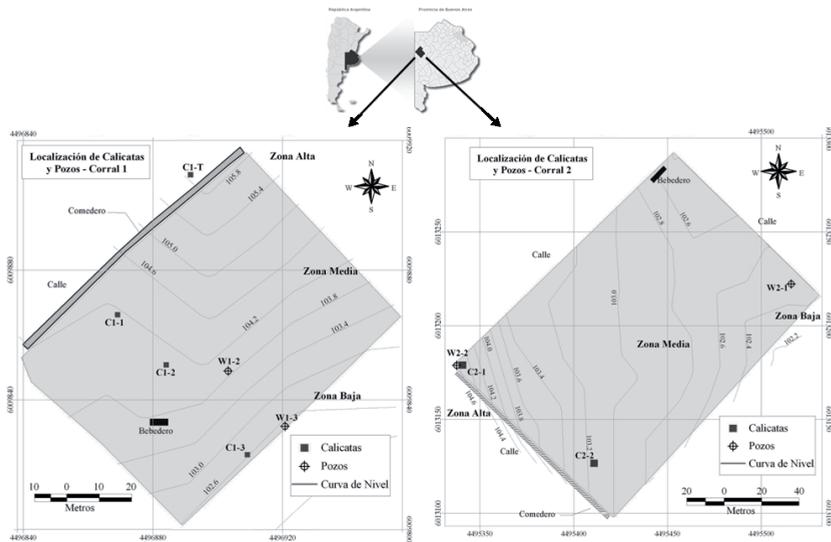


Figura 1. Ubicación geográfica del lugar, corrales, puntos de muestreo y topografía de la zona de estudio (Provincia de Buenos Aires, Argentina).

En función a los objetivos planteados se realizarán análisis de suelos y agua intersticial y subterránea en una cuenca arreica del Oeste bonaerense, utilizando la metodología que se describe a continuación.

Características del manejo de los lotes

El manejo que se hace de los lotes evaluados consiste:

– **Corral 1:** Tiene una ocupación de 6 meses en el año. Comenzó a ser utilizado en el 2008 con una carga instantánea de 5 cabezas $\text{ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$, con un peso promedio de 200 kg animal^{-1} y una carga variable de 201 a 336 cabezas ha^{-1} . Al finalizar la estadía de los animales el estiércol se compacta y mezcla con la capa superficial del suelo a fin de crear la capa sellante que disminuye la infiltración y, por consiguiente, la migración vertical de contaminantes.

– **Corral 2:** Este lote tiene mayor variabilidad en el tiempo de permanencia de los animales en el mismo, siendo en promedio de 3 meses durante el año; la ocupación del mismo comenzó en el 2001 y continúa a la fecha. El peso promedio de los animales es de 211 kg y una carga instantánea de 3,4 cabezas $\text{ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ y una carga que vario de 65 a 247 cabezas ha^{-1} .

En ambos lotes, al finalizar la estadía de los animales el estiércol se compacta y mezcla con la capa superficial del suelo a fin de crear la capa sellante (Tabla 1).

Tabla 1. Resumen del manejo de los lotes analizados.

	CORRAL 1	CORRAL 2
Años de uso	1	8
Tiempo de ocupación anual	6 meses	3 meses
Carga (cab/ha)	201 a 336	65 a 247
Carga instantánea (cab/ha, día)	5,0	3,4
Peso medio de animales	200 kg	211 kg

Suelos

Se seleccionaron sitios bajo distinta carga animal donde se hizo un muestreo dirigido en función a la topografía.

Los suelos corresponden al orden *Molisol* (Heredia *et al.*, 2009a), pero se corresponden con distintos subgrupos de suelos según la *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff, 2006).

Se tomaron muestras perturbadas en el perfil para los distintos análisis y ensayos de suelos. Las determinaciones químicas fueron: Carbono fácilmente edáfico (COS; Walkley y Black 1934), cationes intercambiables (espectrometría de absorción atómica), capacidad de intercambio catiónico (CIC) por el método de acetato de amonio (NH_4OAc 1N pH 7,0), pH actual (1:2,5 agua:suelo), conductividad eléctrica (CE) en pasta (1:1 agua-suelo), fósforo extraíble mediante el método Bray-Kurtz N° 1, sulfatos (extracción en fosfato diácido de K y turbidimetría con BaCl_2) y nitratos (extracción con sulfato de Cu y colorimetría con *SNEDD* (Page *et al.*, 1982).

Desde el punto de vista físico se realizaron determinaciones de textura (método de Bouyoucos), densidad aparente (Dap; método del cilindro), humedad actual, humedad equivalente, punto de marchitez permanente (olla y membrana de presión de Richards; Klute, 1986).

Composición del agua intersticial

Se tomaron muestras de suelos no perturbadas en columnas de tubo de PVC de 63 mm de diámetro interno y 25 cm de alto de los primeros -15 a -20 cm del perfil, por cuadruplicado, a fin de realizar un ensayo de percolaciones donde se comparó el efecto que tiene la aplicación de una lámina de agua según régimen hídrico actual.

El agua intersticial (o agua de la microporosidad), se analizó con ensayos de columnas de lixiviación (Candela y Varela, 1993; Beltrán *et al.*, 1995); en ella se evaluó la composición y retención de iones mayoritarios, pH, CE, nitratos (NO_3^-) y P. Las mediciones de cationes mayoritarios (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) en agua intersticial se hicieron por espectrometría de absorción atómica. P se determinó por el método de Murphy y Riley (1962); en los sulfatos (SO_4^{2-}) por turbidimetría y carbonatos (CO_3^{2-}); y bicarbonatos (HCO_3^-) y cloruros (Cl^-) por tritrimetría (APHA, 1998).

Con el objetivo de expresar todas las variables en kg ha^{-1} que se lixiviarían por año según tratamiento se realizaron cálculos teniendo en cuenta el volumen de agua lixiviado, la superficie de la columna y la concentración del ión extraído.

Láminas de lixiviación

Las láminas a aplicar en los tratamientos surgieron a partir de los excesos hídricos anuales arrojados por los balances hidrológicos calculados con el programa BALUBA (Hurtado *et al.*, 1996) a partir del dato de humedad equivalente media del suelo y los datos climáticos de temperaturas y precipitaciones medias mensuales para el período 1986-2006 (Servicio Meteorológico Nacional). Del balance se tomó el exceso anual en milímetros (mm) y se calculó el volumen de agua a aplicar en cada columna.

Estadística

Se realizaron análisis de varianza, *test* de comparación de medias (*test* de Duncan), análisis de regresión y correlación entre las variables estudiadas para suelos y aguas. El programa utilizado para los análisis estadísticos fue *INFOSTAT* versión 2010 (Di Rienzo *et al.*, 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones de la zona son de 900-950 mm año⁻¹.

En el corral 1 la pendiente es aproximadamente del 2,9 %, decreciendo en dirección noroeste-sureste; mientras que en el corral 2 es del 1,5 %, decreciendo de oeste a este.

Suelos

En las Tablas 2 y 3 se muestran los valores químicos y físicos de los primeros -20 cm de suelo y en la Fig. 1 se presentan los corrales y el relieve de la zona en estudio.

Analizando los valores de las muestras sacadas de las calicatas el pH de los suelos está cercano a la neutralidad, salvo para el corral 2 donde es básico pero sin ser salino. Si se analiza superficialmente ambos lotes tienen una acumulación de COS semejante; lo que varía con el mayor tiempo de confinamiento es el espesor de almacenaje del COS que es mayor en el lote de 8 años, como así también los valores de nitratos y fosfatos, siendo este aumento particularmente alto en el corral 2 con mayor tiempo de ocupación.

Dentro de los cationes intercambiables el Ca es el que se ve mayormente impactado en su incremento (lo que es un efecto positivo para el suelo). Dentro de los cationes en el suelo el Ca es el dominante, mientras que el Mg no presenta efectos por el tipo de uso del suelo y no varía con el tiempo de confinamiento.

Puede observarse que los valores de Dap disminuyeron por efecto del *feedlot*, salvo en la loma del corral 2 donde el efecto de compactación inducido antropópicamente por el sellado del suelo podría ser el factor o causa que lleva este valor a uno semejante al del testigo.

De las propiedades de retención de humedad el valor más afectado es el de humedad a capacidad de campo. Los valores de humedad son elevados considerando los valores de COS y arcillas. Sin embargo, esto puede deberse a la existencia de materia orgánica fresca que presenta altos valores de retención y que no son reflejados por el método de Walkley y Black (que parece un método no adecuado en estas circunstancias).

Tabla 2. Variables químicas de los suelos estudiados (provincia de Buenos Aires, Argentina).

Muestras	pH	Conduc Eléct.	Materia Orgánica	COS	NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ²⁻	S-SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CIC
Unidades		(dS m ⁻¹)	(%)	(%)		(mg Kg ⁻¹)			(cmol Kg ⁻¹)			
TESTIGO	6.7	0.1	1.7	0.8	51.1	8.1	9.0	8.7	1.5	0.4	0.8	12.6
CORRAL 1-LOMA	6.8	0.9	2.9	1.5	91.0	24.3	23.5	10.9	1.5	0.8	1.4	15.9
CORRAL 1-M. LOMA	6.9	0.5	3.6	1.8	82.5	102.8	26.4	14.1	1.6	1.0	2.3	20.3
CORRAL 1-BAJO	6.5	0.3	3.6	1.8	84.8	57.1	23.8	11.9	1.5	0.7	1.1	16.8
CORRAL 2-LOMA	8.0	2.2	3.9	2.0	160	227	31.2	16.4	1.5	1.0	1.5	21.0
CORRAL-2 M. LOMA	7.2	1.2	3.0	1.5	102	285	20.0	9.5	1.5	0.7	1.0	15.9

Los datos son los correspondientes a una profundidad de -20 cm.

Tabla 3. Variables físicas de los suelos: Textura, densidad aparente (Dap), humedad a capacidad de campo (CC) y coeficiente de marchitez permanente (CMP).

Muestras	Arcilla	Limo	Arena	Clase Textural	Dap	CC	PMP
Unidades	%				(Mg m ⁻³)	(% H ₂ O)	
TESTIGO	13.9	16.0	70.1	Franco Arenoso	1.4	27.9	1.2
CORRAL 1-LOMA	13.1	25.0	61.9	Franco Arenoso	1.1	37.1	3.4
CORRAL 1-M. LOMA	14.0	24.1	61.9	Franco Arenoso	1.0	31.6	12.7
CORRAL 1-BAJO	12.4	24.6	58.0	Franco Arenoso	1.1	36.3	6.6
CORRAL 2-LOMA	14.5	14.1	71.4	Franco Arenoso	1.3	35.3	18.1
CORRAL-2 M. LOMA	12.5	25.6	61.9	Franco Arenoso	0.9	40.5	25.9

Los datos son los correspondientes a una profundidad de -20 cm.

Agua intersticial (efecto de los años de uso y situación topográfica)

En la Fig. 2, puede verse la distribución de los iones que conforman el agua intersticial.

El agua intersticial puede clasificarse como clorurada magnésica. Puede verse que el ión que domina el agua intersticial (y que, por ende, se encuentra formando sales solubles) es el Mg, seguido en menor proporción por P, Na y Ca (en ese orden). Dentro de los aniones el mayor es el cloruro, seguido por el nitrato, sulfato y bicarbonato; y en mucha menor proporción, pero no despreciable, el fósforo.

En la Tabla 4 se presentan los valores medios y desvío estándar (DE) de los iones en el agua intersticial según la posición en el paisaje y años de ocupación. El ión que más se moviliza en el corral 1 (menor tiempo de confinamiento) es el Mg^{+2} , seguido por el K^+ . Dentro de los aniones el Cl^- es el ión que más se moviliza, siendo la calidad de los lixiviados clorurada magnésica. Dentro los iones contaminantes el NO_3^- es el anion más móvil y que se lixivias de este perfil de suelo analizado, seguido por el $S-SO_4^{2-}$ y el $P-PO_4^{3-}$. En las lomas es donde se encontraron las mayores concentraciones de estos tres aniones.

El orden en que se movilizan los aniones es normal teniendo en cuenta la capacidad de retención que tienen los coloides sobre los mismos.

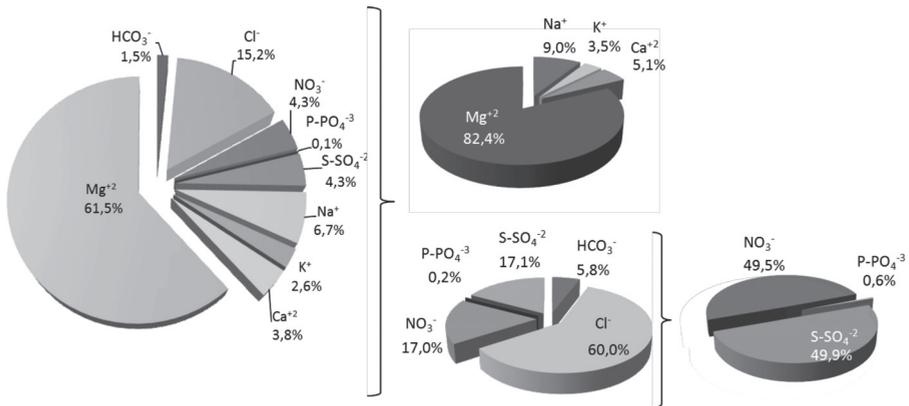


Figura 2. Distribución porcentual de los iones presentes en el agua intersticial en el corral 1.

Tabla 4. Valores medios y desvío estándar de los iones medidos en el agua de poro.

MUESTRA	pH	C.E.	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ²⁻	S-SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
(unidades)		(dS/m)	(mg Kg ⁻¹)	(mg Kg ⁻¹)	(mg Kg ⁻¹)	(mg Kg ⁻¹)	(mg Kg ⁻¹)	(mg Kg ⁻¹)	(mg Kg ⁻¹)	(mg Kg ⁻¹)	(mg Kg ⁻¹)
TESTIGO	Media	6,12	10,0	19,26	13,2	0,09	44,3	5,04	4,16	19,6	90,2
	D.E.	0,11	3,83	3,25	5,13	0,07	24,6	1,44	0,82	13,4	109
CORRAL 1-LOMA	Media	6,74	61,2	551	135	1,63	87	293	72,6	67,3	1707
	D.E.	0,34	18,8	248	67,8	1,35	29,6	150	32,5	35	687
CORRAL 1-M. LOMA	Media	5,41	26,4	288	95	1,82	132	173	37,6	116	1531
	D.E.	0,93	16,4	83,3	79,5	0,76	34,4	46,7	10,78	89,6	664
CORRAL 1-BAJO	Media	5,49	25,2	371	96	1,26	103,4	90,3	98,3	82,9	1848
	D.E.	0,85	5,65	105	54,2	0,89	37,3	29,7	36,2	61,6	1101
CORRAL 2-LOMA	Media	6,35	85,6	494	501	35,8	211	130	575	140	1529
	D.E.	0,54	44,1	141	193	18,3	88,3	136	208	140	957
CORRAL-2 M. LOMA	Media	6,33	79,7	180	306	27,8	175,5	117	283	36,6	991
	D.E.	0,36	38,6	63,3	125	10,2	51,4	65,7	121	26,8	513

El pH de las aguas es ligeramente a moderadamente ácido y su contenido en sales aumenta en las lomas y a medida que aumenta el tiempo de ocupación de los animales, estando esto en correspondencia con lo que sucede en los suelos.

El Mg y el sulfato son los iones con mayor desvío estándar en el testigo. Para el resto de los tratamientos los iones con mayor desvío son el magnesio y el Na dentro de los cationes; y el cloruro, sulfato y nitratos para los aniones.

Los valores de relación de adsorción de sodio (RAS), carbonato de Na residual (CSR) y porcentaje de Na soluble (PSS) nos permitirían inferir la calidad del agua y, en este caso, la calidad del posible intercambio de iones entre el suelo y el agua. Analizando estos parámetros se observó que en ninguna de las muestras analizadas las aguas adquieren valores de Na elevados que comprometan su calidad. Los niveles de Ca son lo suficientemente altos en el agua como para no permitir el ingreso del Na al complejo de intercambio y sodificar el suelo (Tabla 5).

Tabla 5. Valores de la calidad del agua de poro.

MUESTRA	RAS	PSS	CSR
TESTIGO	0,10	2,5	-7,0
CORRAL 1-LOMA	1,5	8,4	-132
CORRAL 1-M. LOMA	0,97	5,5	-138,5
CORRAL 1-BAJO	0,47	2,5	-162,5
CORRAL 2-LOMA	0,69	3,6	-133
CORRAL-2 M. LOMA	0,82	5,5	-81,7

Para abreviaturas de PAS, PSS y CRS véase el texto.

Las masas totales lixiviadas de los cationes y aniones presente en el agua intersticial demuestran que frente al uso del suelo en un año en la loma se perderían 7,0 Mg ha⁻¹ de iones, 16,6 veces más que el perdido o movilizado por el testigo (Tabla 6). El análisis de varianza demuestra que la loma siempre se diferenció significativamente del testigo y de las otras posiciones del paisaje.

Dentro de los iones mayoritarios el anión que se diferencia en concentración de los demás es cloruro, cuya mayor concentración se encuentra en las lomas de ambos corrales. Entre los cationes es el Mg de la loma y bajo del corral 1 el elemento de mayor masa lavado. Esto es debido a la presencia de sales y núcleos minerales que se utilizan como suplemento en la dieta de los animales.

Se encontró que los valores significativamente más altos de los cationes evaluados se dan en la loma del corral 2, a excepción del Mg donde sólo la diferencia es significativa con el testigo; esto es debido a que es el catión dominante y que su valor es alto ya con un año de confinamiento de animales. Las sales de Na y Mg son más solubles que las de Ca, por ello se encuentran en mayor concentración en el agua de lixiviados. En el caso del Ca, es un catión predominantemente retenido en las arcillas illíticas que se encuentran en los suelos de la Región Pampeana.

Los nitratos y fosfatos se incrementan considerablemente en todos los tratamientos y en particular la diferencia significativa se da en la loma del corral con mayor tiempo de ocupación animal, donde su concentración se duplica con respecto al corral 1.

El P (fosfatos) es el ión ambientalmente importante y puede apreciarse que la diferencia en la masa lixiviada se incrementa más que proporcionalmente en el corral 2. Por lo que coincidiendo con Gil *et al.* (2010) el P es un mejor estimador de la carga de nutrientes del suelo.

Siempre en las lomas bajo *feedlot* hay mayor masa de sales acumuladas que se lixivian del perfil, siendo este valor aproximadamente en nuestro estudio de $8,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Esto representa alrededor 16 veces más sales lixiviadas que en el testigo. La masa media de iones lixiviados fue de un 9 % más en el corral 2 que en el corral 1.

Cuando se comparan las cantidades relativas lixiviadas entre posiciones del relieve, se observa que la loma ocupa una mayor importancia seguida por el bajo y en menor medida la media loma. Este comportamiento podría atribuirse a que la loma es donde más se producen las deposiciones bobinas y en el bajo es donde más se acumulan debido al escurrimiento superficial. La posición de media loma, al tener mayor pendiente, no permite una acumulación tan importante como en las demás situaciones. En la Tabla 7 se presentan las masas de iones lixiviados en el corral de uno y ocho años de confinamiento.

Al año de confinamiento ya hay proporciones considerables de iones que se lixivian del suelo y, en general, esto aumenta con el tiempo aunque de manera variable según el ión. La concentración total de sales que se lava del perfil estudiado fue 13 veces mayor al testigo tras 1 año de confinamiento y 14,4 veces más con 8 años.

Tabla 6. ANOVA de las masas de iones lixiviados del suelo.

MUESTRA	Cl ⁻		HCO ₃ ⁻		NO ₃ ⁻		PO ₄ ²⁻		SO ₄ ²⁻		Na ⁺		K ⁺		Ca ²⁺		Mg ²⁺		TOTAL
TESTIGO	41	e	22	b	28	d	0.2	b	93	e	11	d	9	c	48	c	199	c	452
CORRAL 1 - BAJO	813	c	54	b	213	cd	3.5	b	180	de	193	c	207	c	183	abc	4080	a	5925
CORRAL 1 - M. LOMA	372	c	60	b	674	cd	2.5	b	209	cd	356	b	75	c	211	ab	3286	ab	5246
CORRAL 1 - LOMA	1409	a	146	a	369	c	3.8	b	290	bc	729	a	289	c	178	abc	3998	a	7411
CORRAL 2 - M LOMA	616	d	169	a	674	b	57.8	a	355	ab	254	bc	605	b	80	cb	2112	b	4923
CORRAL 2 - LOMA	1056	b	184	a	1097	a	75.0	a	439	a	296	bc	1253	a	271	a	3478	ab	8148

Los valores están expresados en kg/ha¹ año⁻¹. Medias con una letra común no son significativamente diferentes (Duncan; $p < 0,05$) entre situación topográfica.

Tabla 7. Masas de aniones y cationes promedio que lixivian en cada corral.

	Cl ⁻		HCO ₃ ⁻		NO ₃ ⁻		PO ₄ ²⁻		SO ₄ ²⁻		Na ⁺		K ⁺		Ca ²⁺		Mg ²⁺		TOTAL
TESTIGO	41	a	22	a	28	a	0	a	93	a	11	a	9	a	42	a	199	a	446
CORRAL 1 (1 año)	880	b	79	a	241	a	3	a	217	b	395	b	148	a	193	b	3729	b	5886
CORRAL 2 (8 años)	714	b	176	b	885	b	66	b	397	c	275	b	929	b	176	ab	2795	b	6413

Los valores están expresados en kg/ha¹ año⁻¹. Letras distintas indican diferencias significativas (Duncan; $p < 0,05$) entre años de uso.

Relación agua intersticial: suelo

Para establecer las relaciones entre los iones presentes en el agua edáfica y el suelo se realizaron análisis de regresión entre ambas matrices (Figuras 3 y 4).

En el suelo el catión dominante es el Ca, mientras que en el agua intersticial es el Mg, por lo que el proceso que domina este enriquecimiento en el agua no sería el intercambio iónico, sino la disolución de las sales presentes en el estiércol u orina animal.

La química del agua intersticial depende del ambiente de deposición y de la matriz edáfica. Pucci *et al.* (1997) encontraron en New Jersey (USA), que en el agua intersticial dominan el Na y el K entre los cationes en condiciones ambientales primigenias; esto no coincide con lo encontrado en el testigo, posiblemente por efectos de contaminaciones previas o por no coincidir la mineralogía de los suelos; dentro de los aniones el ión que domina en el testigo es el cloruro, coincidiendo con el citado autor.

Existió una fuerte relación lineal entre la conductividad eléctrica edáfica y el agua. También entre los valores de nitratos de ambas matrices; este ión al no ser reactivo no es retenido por el suelo y queda fácilmente disponible para ser lixiviado (Candela y Varela, 1993). En el caso del P esta relación es exponencial, lo que sugiere que los procesos de adsorción-desorción tienen lugar en este tipo de suelo. El enriquecimiento en P en el agua se debería principalmente a las formas más lábiles o menos retenidas por la matriz edáfica (Heredia y Fernández Cirelli, 2007).

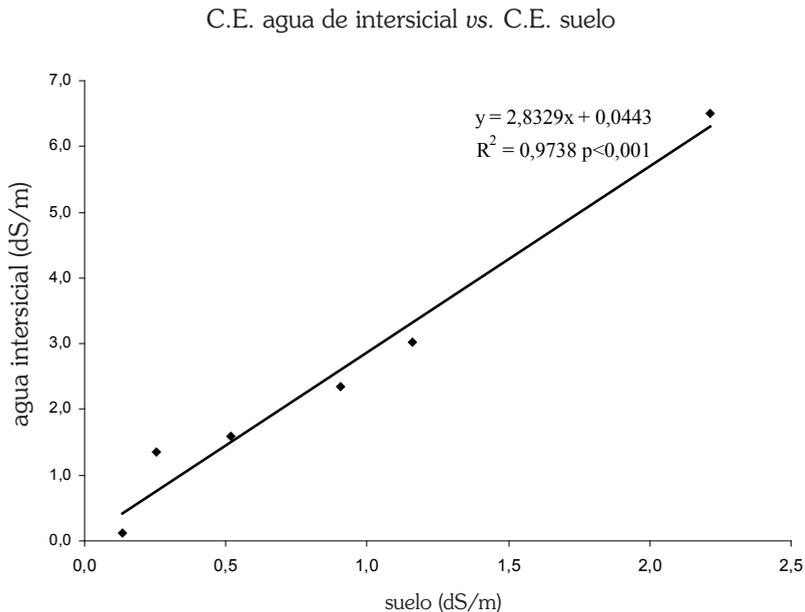


Figura 3. Relación entre la conductividad eléctrica (CE) edáfica y agua intersticial.

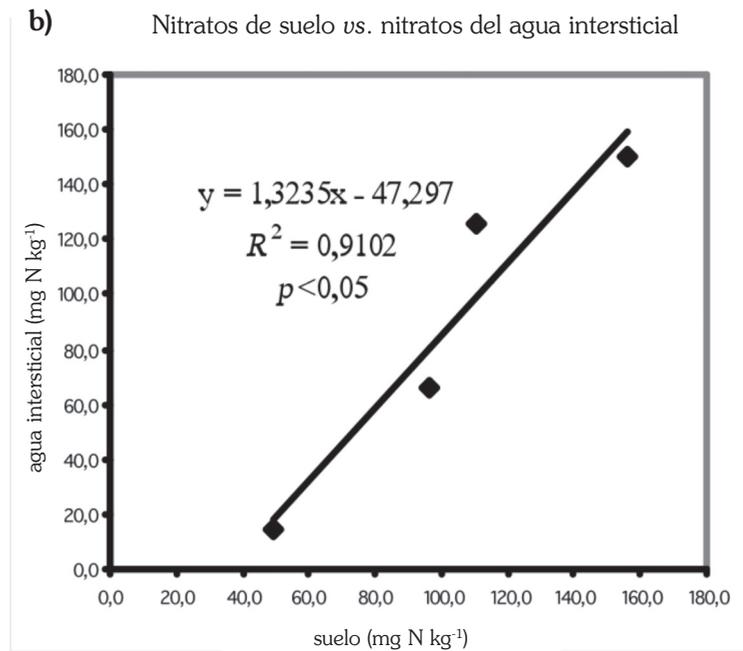
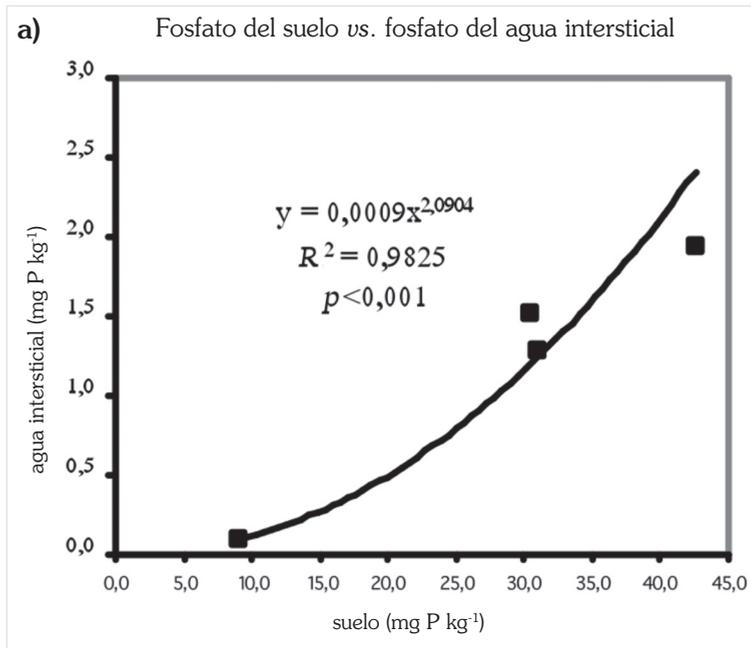


Figura 4. Modelos de relación entre nitratos (a) y fósforo (b) de agua intersticial y suelos.

Al existir una relación estrecha entre las conductividades de suelo y agua puede comprobarse la recarga de iones que el suelo le transmite al agua. De esta manera el agua que ingresa con muy baja carga iónica sale salinizada. Esto hace interesante en estos casos utilizar modelos que permitan predecir que iones y que sales se mueven del perfil y recargan el acuífero (Tabla 8).

Tabla 8. Relación entre la masa del elemento en el suelo y la masa del elemento en el agua intersticial.

VARIABLE	REGRESIÓN	R ²	ECUACIÓN	SIGNIFICANCIA
pH	LINEAL	0,107	$y = 0,3896x + 2,8369$	NS
C.E.	LOGARÍMICA	0,939	$y = 0,5794\ln(x) + 1,4492$	p < 0,05
NO ₃ ⁻	POTENCIAL	0,910	$y = 1,3235x - 47,297$	p < 0,05
PO ₄ ²⁻	POTENCIAL	0,975	$y = 0,0562x - 0,3816$	p < 0,01
SO ₄ ²⁻	POTENCIAL	0,710	$y = 29,782x^{0,2919}$	NS
Na ⁺	POLINÓMICA	0,945	$y = -0,0039x^2 + 2,7308x - 224,22$	p < 0,01
K ⁺	LINEAL	0,356	$y = 0,0026x^{1,4788}$	NS
Ca ²⁺	LINEAL	0,327	$y = 0,0072x^{1,1332}$	NS
Mg ²⁺	LINEAL	0,175	$y = 2,9754e^{0,0282x}$	NS

NS = no significativo

Relación agua subterránea: Agua intersticial

En la Tabla 9 se presenta la concentración de iones en el agua freática, CE y pH.

Las aguas de las capas freáticas tienen valores de Na elevados (Tabla 9). Los valores de RAS variaron entre 10,5 y 88, correspondientes al molino del bajo del corral 2 y al freatómetro del bajo del corral 1, respectivamente. Esto determina una diferencia entre la calidad del agua intersticial y del freatómetro, ya que las intersticial eran todas de bajo contenido sódico.

Las aguas subterráneas del corral 1 son cloruradas sódicas o bicarbonatada sódica según la posición en el paisaje, coincidiendo con la composición del agua intersticial. En el corral 2 son bicarbonatadas sódicas o cálcica sódica. Las aguas de los freatómetros del corral 2 presentan valores elevados de nitratos en coincidencia con lo lixiviado en las columnas.

Para P este valor es importante en cuanto a su concentración en agua subterránea, pero variable con respecto al tiempo de confinamiento.

Tabla 9. Composición del agua freática según los freatómetros ubicados en los corrales.

Pozos	Aniones					Cationes				CE mS/cm	pH
	NO ₃ ⁻ mg/L	P-PO ₄ ³⁻ mg/L	S-SO ₄ ²⁻ mg/L	Cl ⁻ mg/L	HCO ₃ ⁻ mg/L	Na ⁺ mg/L	K ⁺ mg/L	Ca ²⁺ mg/L	Mg ²⁺ mg/L		
W1-2	6	0,32	705	410	1227	660	33	237	179	2,90	8
W1-3	8	0,75	63	1742	71	583	23	38	49	0,60	8
W2-1	56	0,06	14	455	15	114	8	27	21	2,20	8
W2-2	49	2,43	44	894	92	113	20	193	38	1,50	7

Las referencias de los pozos se encuentran en la Figura 1

El estudio de los iones presentes en la solución del suelo, su concentración y movimiento es clave para comprender la respuesta de los ecosistemas agrícolas a los contaminantes (Curley *et al.*, 2011).

El conocimiento de las formas y concentraciones en que pueden encontrarse los elementos en perfiles edáficos y los mecanismos físicoquímicos que los controlan son herramientas que permitirán mejorar los modelos de predicción de la contaminación de acuíferos y contribuirán a la toma de decisiones para un adecuado ordenamiento territorial de acuerdo a la potencialidad del uso de la tierra y su impacto en la calidad del agua subterránea, siendo de suma importancia cuando las cuencas son arreicas como la evaluada ya que la reposición del agua en estas zonas es más limitada que en otro tipo de cuencas.

CONCLUSIONES

El tiempo de confinamiento aumentó la carga de iones, incrementando la conductividad del agua intersticial.

Con 8 años de confinamiento se lixivian 16 veces más iones que en el testigo. En las lomas es donde se encontraron los niveles más altos de lixiviación de componentes con alrededor de 8 toneladas por ha. Esto representa cerca de 16 veces más que en el testigo. Entre los tratamientos de 1 y 8 años de ocupación bajo *feedlot* hay, en promedio, un 9 % de diferencia en los iones lixiviados a favor del tratamiento con mayor uso. El agua intersticial responde en cuanto a la calidad del agua freática en el corral 1, mientras que no ocurre lo mismo en el corral 2.

Se encontraron diferencias significativas en la conductividad eléctrica edáfica según posición en el relieve, siendo los lixiviados de la loma los más salinizados seguidos que las otras posiciones topográficas. En función a los años de uso los resultados indican una salinización mayor cuanto mayor es el tiempo de ocupación.

En las lomas las masas totales de iones evaluados fueron superiores a las encontradas en las otras situaciones topográficas. En el corral 1 el bajo supera a la media loma.

El ión que más se moviliza es el Mg^{2+} , entre los monovalentes el Na^+ y el K^+ varían en su concentración según la posición topográfica y el tiempo de uso.

El Cl^- es el anión que más se moviliza siendo la calidad del agua de poro clorurada magnésica.

Entre los iones contaminantes el que más se moviliza es el nitrato, seguido por el sulfato y el fosfato, siendo el P el mejor indicador de calidad y contaminación de suelos y aguas. En la posición de loma es donde se encontraron los mayores valores de estos tres aniones.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por los proyectos UBACyT 20020090200140 y PICT 2413/062413/06.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andriulo A. E., Cordone G., Galetto M. L. y Torringino A. 1997. Contenidos de nitratos en aguas subterráneas del Partido de Pergamino. En: *Congreso Internacional sobre aguas, Libro de resúmenes*. Ed. Universidad de Buenos Aires. III-20, Buenos Aires (Argentina).
- Andriulo A. E., Galetto M. L., Sasal M. C., Abrego F., Bueno M., Rimatori, F. y De la Cruz M. A. 2000. Efecto del riego complementario con aguas salino-sódicas sobre algunas propiedades edáficas en el sudoeste santafesino. En: *XVII Cong. Arg. Ciencia del Suelo*, Mar del Plata, 11-14 Abril.
- Andriulo A., Sasal C., Améndola C. y Rimatori F. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. INTA. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 32(3): 27-56.
- APHA, American Public Health Association, 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20ª edn. AWWA, WPCF, Washington, D.C.
- Bargiela M., Navone S, Maggi A., Rendina A., Introcaso R. 2006. Análisis de la salinidad de suelos en la Laguna de Guayatayoc, *XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. I Reunion de Suelos de la Región Andina*. Compilado por A. E. Ortega; J. Díez y E. N. Aguirre. 1ª edn. Salta. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, Buenos Aires.
- Bedmar F., J. L. Costa, E. Suero y D. Jiménez. 2004. Transport of atrazine and metribuzin in three soils of the humid pampas of Argentina. *Weed Technology* 18: 1-8.
- Beltrán J., Morell I., Hernández F. 1995c. Estudios de adsorción de plaguicidas en suelos mediante experiencias en columnas. *Avances en la investigación en Zona No Saturada*. Ed. Gonzalo y Antigüedad. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco. pp: 269-279.

- Camili6n M.C., M.J. Manassero, M.A. Hurtado y A.E. Ronco, 2003. Copper, lead and zinc distribution in soils and sediments of the South Western coast of the R6o de la Plata estuary. *Journal of Soils and Sediments* 3: 213-220.
- Candela L. y Varela M. 1993. *La zona no saturada y la contaminaci6n. Teor6a, medici6n y modelos*. CINME, Barcelona, 322 pp.
- Costa J. L., Suero E., Bedmar F., Bocanegra E. y Mart6nez D. 2000. Contaminaci6n de acuíferos superficiales con nitratos. Efecto de las distintas pr6cticas agr6colas. *Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata (Argentina).
- Curley EM, O'Flynn MG y MacDonnell KP. 2011. The use of porous ceramic cups for sampling soil pore water from the unsaturated zone. *International Journal of Soil Science*, 6: 1-11.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonz6lez L., Tablada M., Robledo C.W. *InfoStat* versi6n 2010. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de C6rdoba, Argentina.
- Foster S., Gardu6o H., Kemper K., Tuinhof A., Nanni M. y Dumars CH. 2006. Protecci6n de la calidad del agua subterr6nea. Defini6n de estrategias y establecimiento de prioridades. *Gesti6n sustentable del agua subterr6nea. Conceptos y herramientas*. Serie de notas informativas. Nota 8. GW.MATE. Banco mundial. Washington D. C. EE.UU., 6 pp.
- Galindo G., Sainato C.M., Dape6a C., Fern6ndez Turriel J.L., Gimeno D. y Pompociello M.C. 2002. Natural and anthropogenic features influencing water quality in NE Buenos Aires, Argentina. *Actas del International Congress of Hydrogeology*. Mar del Plata.
- Garc6a I., 2005. Vulnerabilidad y autodepuraci6n de los suelos. Consultado en: <<http://edafologia.ugr.es>>.
- Gil S., Herrero A., Heredia O., Urricariet S., Sainato C. y Saucedo M.C. 2010. Evaluaci6n de n6geno y f6sforo en corrales de engorde seg6n componentes alimento, animal y suelo. *Revista Argentina de Producci6n Animal* 30 (sup. 1): 109-158.
- Heredia O.S., Duffau V. y Conti M. E. 2003. Cambios de la fertilidad ed6fica en que los de la regi6n pampeana. *Informaciones Agron6micas del Cono Sur, IMPOFOS*, N6 19: 22-23.
- Heredia O.S, Fern6ndez Cirelli A. 2007. Environmental risks of increasing phosphorus addition in relation to soil sorption capacity. *Geoderma* 137: 426-431.
- Heredia Olga S. M6rquez J.J., Urricariet S., Mengoni H. 2009a. Distribuci6n de f6sforo, azufre y nitratos en *Hapludoles* bajo *feedlot* en Trenque Lauquen, BS. AS: 546-551. En: *Avances en Ingenier6a Rural 2007-2009*. N. Di Leo, S. Montico, G. Nard6n. Editorial de la Universidad Nacional de Rosario (Argentina). 1211 pp.
- Heredia O. S., C. Pascale y H. Mengoni. 2009b. Evoluci6n de los suelos frente a diferentes escenarios de cambio clim6tico: 153-162. En: Fern6ndez Reyes L., A. V. Volpedo y A. P6rez Carrera (eds.): *Estrategias Integradas de Mitigaci6n y Adaptaci6n a Cambios Globales*. Red CYTED 406RT0285. PIUBACC. 496 pp.

- Herrero M.A., Iramain M.S. Korol, S. Buffoni, H. y Flores M. 2002. Calidad de agua y contaminación en tambos de la cuenca lechera de abasto Sur, Buenos Aires (Argentina). *Rev. Arg. de Prod. Anim.* 22(1): 61-70.
- Hurtado R., Fernández Long M.E., Barberis G. y Bombelli E. 1996. *Balace hidrológico climático con coeficientes de cultivo*. BALUBA, versión 1.0. Cátedra de Climatología y Fenología Agrícola, FAUBA. Buenos Aires.
- Kanfi Y., Ronen D. y Magaritz M. (1983) Nitrate trends in the Coastal Plain of Israel. *J. Hydrol.* 66, 331-341.
- Klute A. (ed.) (1986). *Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and Mineralogical properties*, Amer., Society, Agronomy, Monograph 9, 2ª edn. Madison, Wisc. (USA).
- Lavado R. S. y Taboada M. A. 2000. Acumulación de metales pesados por aplicación de biosólidos. Comparación de datos experimentales y regulaciones en vigencia. *Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. La Pampa, Argentina.
- Losinno B. N., Sainato C. M., Malleville H. J. y Galindo G. 2008. Tomografía de resistividad eléctrica aplicada a la caracterización de sitios contaminados en tambos. *Revista Ciencia del Suelo*, 26 (2): 141-152.
- McLean J. E. y Bledsoe B. E. 1992. *Behavior of metals in soils*. EPA/540/S-92/018. 15 pp.
- Mengoni H. D., Heredia O. S. y Pascale C. 2010. Efecto del cambio climático sobre el balance hidrológico de Hapludoles. *Libro de resúmenes XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*: 283. ISBN: 978-987-24771-1-0. A.A.C.S., Buenos Aires.
- Miretzky P., Muñoz C. y Carrillo-Chávez A. 2006. Experimental Zn (II) retention in a sandy loam soil by very small columns. *Chemosphere*, 65: 2082-2089.
- Murphy, J. y Riley J. P. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27: 31-36.
- Page A. L., Miller A. H. y Keeney D. R. 1982. *Methods of Soil Analys.* Amer. Soc. Agron. Soil Sci. Soc. Amer, Madison, Wisconsin (USA).
- Plassard C., Bonafos B. y Touraine B. 2000. Differential effects of mineral and organic N sources, and of ectomycorrhizal infection by *Hebeloma cylindrosprium*, on growth an N utilization in *Pinus pinaster*. *Plant, Cell and Environment* 23:1195-1205.
- Pordomingo A. 2001. *Contaminación por intensificación ganadera*. INTA. Programa de gestión ambiental. Proyecto INTA 360, 210 pp.
- Pucci A. Szabo Z., Owens J.P. 1997. Variations in pore-water quality, mineralogy, and sedimentary texture of clay-silts in the lower Miocene kirkwood formation, Atlantic City, New Jersey. En: Miller K.G. y Snyder S.W. (eds.). *Proceedings of the Ocean Drilling Program*, Scientific Results 150X: 317-341.
- Reilly T.J. y Baehr A.L. 2006, Methodology to evaluate the effect of sorption in the unsaturated zone on the storage of nitrate and other ions and their transport across the water table, Southern New Jersey . *U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report*, 2006-5074, 22 p.
- Sainato C., Galindo G., Malleville H. y Herrero M.A. 2006. Diagnóstico de la contaminación en suelo y agua subterránea por actividad ganadera mediante sondeos

- geoelectrics in the microcatchment of the arroyo Cañete (Pcia. de Bs. As.). *Revista de la Facultad de Agronomía*, UBA 26(1): 73-82. Buenos Aires.
- Sharpley A. 2010. Manejo del fósforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sustentables: desafíos y oportunidades. *Informaciones agronómicas del Cono Sur*. Ed. n° 46. Junio 2010. IPNI. 26 pp.
- Soil Survey Staff. 2006. *Claves para la taxonomía de suelos*, 10.^a edn, USDA, Natural Resources Service, Washington D.C. 332 pp.
- Walkley A. y Black A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chronic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29-38.
- Whalen J.K. y Chang C. 2001. Phosphorus accumulation in cultivated soils from long-term applications of cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Quality* 30: 229-237.

FÍSICO-QUÍMICA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO NORDESTE BRASILEIRO. RELAÇÕES COM A ORIGEM, OS SOLOS E A VEGETAÇÃO. IMPLICAÇÕES PARA A IRRIGAÇÃO

Jean-Claude Leprun¹, Michel Brossard²,
Fernando Barreto Rodrigues e Silva³

¹ Rue du Pioch, Montarnaud 34570 (França); pesquisador ORSTOM-IRD aposentado. <jean-claude.leprun@wanadoo.fr>.

² I.R.D., Eco&Sols, BP 64501, Montpellier 34394 cedex 5 (França). <michel.brossard@ird.fr>.

³ Rua Dom Jose Lopes, 75, apt 1502 Boa Viagem Recife 51021-370 (PE, Brasil); pesquisador da EMBRAPA-SNLCS <fernandobrsilva@globocom>.

Resumo: À luz de diversos trabalhos sobre a qualidade das águas superficiais no Nordeste semi-árido brasileiro, realizados nas décadas de 80 e 90, porém mal ou pouco difundidos e mesmo assim esgotados, e devido à escassez de novos trabalhos, apresenta-se aqui uma tentativa de comparar e agrupar os resultados obtidos sobre o assunto. Enfoques particulares visam uma melhor caracterização físico-química das águas segundo as fontes, os estados de proveniência e os solos. É apresentado um exemplo da evolução iônica progressiva da água, desde a chuva até o açude e o poço profundo, numa mesma microbacia com um tipo de solo dominante e levando-se em conta a influência da vegetação. São propostas considerações e implicações de uso para a irrigação. O objetivo deste trabalho de atualização consiste em procurar dados necessários para o desenvolvimento agro-pastoril, frente à multiplicação atual dos projetos de áreas irrigadas na região.

Palavras-chave: Hidrogeoquímica; qualidade química; semi-árido; salinidade.

Fisicoquímica de las aguas superficiales del Noreste brasileño. Relaciones con el origen, los suelos y la vegetación, e implicaciones para la irrigación.

Resumen: En este trabajo se comparan los datos sobre la calidad de las aguas superficiales del Noroeste semi-árido brasileño, obtenidos entre los años 1980-1990 y poco divulgados hasta ahora. Los resultados concretos permiten mejorar el conocimiento fisicoquímico de las aguas en función de su origen, su distribución en los diferentes estados de la región y los suelos existentes. Se da un ejemplo de la variación iónica del agua de lluvia hasta los embalses y pozos profundos en una misma microcuenca con un tipo de suelo dominante, así como la influencia de la vegetación.

Asimismo se analizan las posibilidades de su uso para irrigación. La finalidad del trabajo de reactualización es la búsqueda de datos necesarios para un desenvolvimiento agropastoral enfrentado a la multiplicación actual de proyectos de zonas irrigadas en la región.

Palabras clave: Hidrogeoquímica; calidad química; semi-árido; salinidad.

Surface waters physico-chemistry in northeast of Brazil. Relations with source, soils and vegetation. Implications with irrigation.

Abstract: *The work focusses surface water quality studies done in the 1980-1990 decades in the Brazilian semi-arid Northeast region; because they had a low diffusion or that new original field studies are scarce, the aim of this work is to syntetise and compare disponible data. The approach stressed the physico-chemical knowledge of the waters, their geographical origin, their distribution and the relationships with soils. An example is presented of a progressive ionic evolution from rain to dam and well into a same micro-hydrological basin with one dominant soil type and the cover vegetation influence. Some proposals of water quality irrigation are presented. These actualizations of data are necessarily for the agro-pastoral developments involved in of data new projects of irrigation areas.*

Key words: hydrogeochemistry; chemical quality; semi-arid; salinity.

1. INTRODUÇÃO

A zona seca do Nordeste do Brasil ou semi-árido brasileiro ocupa cerca de 10^6 km² da Região Nordeste. Apresenta como principal substrato as rochas cristalinas do embasamento pré-Cambriano. Os solos ali desenvolvidos são normalmente rasos ou pouco profundos, mas quimicamente ricos (solos Bruno Não-Cálcicos, solos Litólicos, Planossolos, Regossolos, Vertissolos, etc.).

As reservas fissurais de águas profundas são baixas e a única maneira de armazenar água na região é construir reservatórios chamados açudes. O ecossistema é a caatinga, cujo nome vem da formação vegetal xerófila típica que pode ter densidade e porte variados. O clima, semi-árido, é caracterizado por uma pluviometria anual inferior a cerca de 600 mm a^{-1} , podendo cair para 400 mm a^{-1} . A irregularidade das chuvas é importante e a evapotranspiração chega a 3.000 mm a^{-1} . O coeficiente de variação das chuvas pode atingir 50 % e é um dos mais elevados do mundo. O embasamento cristalino (Fig. 1) não possui grandes lençóis freáticos, como é o caso das áreas sedimentares, cujo volume de águas subterrâneas chega a 500 bilhões de m³ (Rebouças, 1973). A população, principalmente rural, pratica uma agricultura de subsistência anual, com tração animal, além da pequena criação de caprinos e

bovinos. Embora essas áreas apresentem fortes limitações de uso em função das chuvas, seu potencial irrigável é estimado em 453.000 ha. A superfície irrigada da região cresceu muito nos 20 últimos anos (Carvalho, 1997).

Ao viajar pelo sertão é difícil conseguir beber água no campo que não seja um pouco salinizada. Para quem conhece a região seca da África, cujas condições morfo-climáticas são bastante semelhantes às do Nordeste brasileiro (Leprun, 1997) percebe-se logo a diferença existente entre a salinidade das águas das duas regiões: Baixa na África e elevada na zona semi-árida do sertão do Nordeste brasileiro. Os motivos desta salinidade elevada vêm despertando a atenção de inúmeros observadores e usuários.

A pesquisa em trabalhos publicados sobre a qualidade das águas superficiais no Nordeste indica, ao contrário dos trabalhos sobre as águas subterrâneas, a escassa bibliografia no campo da geoquímica e ainda mais, no que diz respeito às relações entre as águas, dos solos e das coberturas vegetais. Hoje em dia existem poucos trabalhos publicados neste assunto. Podemos citar o mapa a 1/2.500.000 do IBGE (2003) sobre a hidroquímica dos mananciais superficiais da região Nordeste. Alguns trabalhos recentes tratam principalmente das relações entre águas superficiais e subterrâneas em locais pontuais (Queiroz *et al.*, 2001).

O presente trabalho agrupa os resultados de cinco estudos que permitiram analisar as propriedades físico-químicas das águas superficiais, do ponto de vista da salinidade, no semi-árido brasileiro. Nossa hipótese de trabalho é que parte da expressão da salinidade das águas superficiais é regulada pelas propriedades e distribuição dos solos dentro das bacias.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Definições dos termos e abreviações utilizadas.

É necessário, antes de tudo, explicitar os termos usados para as diferentes fontes de águas coletadas e analisadas. São chamados açudes as barragens ou reservatórios da zona semi-árida do Nordeste, construídas na grande maioria dos casos em terrenos cristalinos quase impermeáveis (solos argilosos e pouco profundos). São barragens de terra compactada que delimitam uma área cercada por colinas e retêm o escoamento superficial da bacia hidrográfica à montante. Segundo Rebouças e Marinho (1972) existe no Polígono das Secas um grande número de açudes públicos, outros particulares, construídos com o apoio do governo Federal, além de açudes de iniciativa totalmente privada. Em 1990 o número de açudes no Nordeste se situava entre 40.000 e 100.000; mas 70.000 é o número mais citado na literatura (Molle, 1991).

Em 1965 a densidade de açudes no Nordeste já era superior a 5 por km² no limite entre os sertões da Paraíba e do Rio Grande do Norte. Hoje em dia esta cifra é obviamente mais alta. Em função da capacidade de armazenamento

o grande açude é aquele que acumula um volume de água superior a $10,10^6$ m³; o açude médio é aquele cuja capacidade varia entre 2 e $10,10^6$ m³; e o açude pequeno é aquele com capacidade inferior a $2,10^6$ m³. O pequeno açude privado é o mais comum na região, mas este corre o risco de secar durante o ano. São chamados cacimbões ou poços amazonas os poços pouco profundos construídos em alvenaria e situadas no leito ou nas margens dos rios.

A terminologia pedológica corresponde aos levantamentos e mapas de solos existentes na região, durante o período 1971-1989. Esta terminologia permite a leitura dos documentos, o que não é possível com o sistema de classificação atual (EMBRAPA, 2006). A correlação entre as classes da classificação anterior e atual é indicada a seguir:

Areias Quartzosas: *Neossolos Quartzarênicos*; Bruno não-Cálcico: *Luvissolo Crômico Órtico*; Bruno Vértico: *Luvissolo Crômico Órtico Vertissólico*; Vertissolo idem; Latossolo Vermelho-Amarelo: *Latossolo Vermelho-Amarelo*; Podzólico Vermelho-Amarelo e Podzólico Vermelho-Amarelo equivalente Eutrófico: *Argissolos*; Solo Litólico Eutrófico: *Neossolo Litólico Eutrófico*; Regossolos: *Neossolos Regolíticos*; Solonetz Solodizados e Planossolo Solodizado: *Planossolos Nátrico Sálidos*.

Abreviações utilizadas: Estados: AL: Alagoas; BA: Bahia; CE: Ceará; MA: Maranhão; MG: Minas Gerais; PB: Paraíba; PE: Pernambuco; PI: Piauí; RN: Rio Grande do Norte. SUDENE: Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste; DRN: Departamento de Recursos Naturais; ORSTOM: Ofício de pesquisa científica e técnica no ultramar, França; GAT: Geração e Adaptação de Tecnologia; DNOCS: Departamento Nacional de Obras contra Seca, UFPB: Universidade Federal da Paraíba.

2.2. Material consultado e métodos utilizados

Os principais trabalhos explorados são os seguintes: Leprun (1983a, 1988), Molinier *et al.* (1989), Laraque (1991), Medeiros (1992), Silva Junior (1993), e Audry e Suassuna (1995). Destacam-se os trabalhos pioneiros de Pioger (1964) e do '*Manual do pequeno açude*' (Molle e Cadier, 1992) que abrange o essencial da sua construção e gestão, reagrupando, de forma prática, todas as técnicas relativas a este tipo de reservatório. Um DVD recente (Cadier, 2005) agrega vários outros documentos técnicos úteis, tanto para o especialista, quanto para o pequeno produtor.

Uma análise estatística do conjunto dos dados poderia ter sido desenvolvida, mas parte dos dados brutos faltaram. No entanto, as abordagens dos diferentes pesquisadores foram semelhantes e o conjunto de amostras provém de uma mesma região, o que permite compará-las, conservando-se as lógicas dos trabalhos de campo iniciais.

A Fig. 1 mostra que a grande maioria das águas destes trabalhos citados é proveniente das áreas de rochas cristalinas.



Núcleos do projecto “sertanejo”

- 1 - Tauá (CE)*
- 2 - Iguatú (CE)
- 3 - Ico (PB)
- 4 - Pau de Ferros (RN)*
- 5 - Salgueiro (PE)
- 6 - Sumé (PB)

- Formações sedimentares
- Formações cristalinas

Núcleos do GAT*

- a - Itapagé (CE)
- b - Canindé (CE)
- c - Mossoró (RN)
- d - João Câmara (RN)
- e - Pau de Ferros (RN)
- f - Picuí (PB)
- g - Boqueirão (PB)
- h - Sousa (PB)
- i - Pombal (PB)
- j - Afogados da Ingazeira (PB)
- k - Serra Talhada (PE)
- l - Parnamerim (PE)

Figura 1. Localização dos pontos de amostragem das águas analisadas no contexto geológico geral do Nordeste

2.2.1. Trabalho de Leprun (1983a). As amostras foram coletadas nas zonas semi-áridas do embasamento cristalino pré-Cambriano, haja visto os problemas de salinidade elevada das águas dessas regiões; entretanto, algumas

foram coletada em áreas sedimentares (Fig. 1). Das 504 análises de águas superficiais estudadas, cerca de 300 provêm do estudo hidroquímico das águas de alguns núcleos do projeto Sertanejo (Convênio DRN/RM) realizado em 1978/79.

Após a seleção dos poços e açudes a serem estudados e feita a coleta de água, as análises foram executadas (convênio SUDENE/ATECEL, Laboratório de análises minerais, setor de análise de água da UFPE). Aproximadamente, 80 análises foram efetuadas no Laboratório do DNOCS do Recife. Pouco mais de 40 análises provêm dos registros do Laboratório da SUDENE; coletamos 504 amostras a campo, que foram analisadas neste Laboratório. Das 504 análises repertoriadas, a distribuição por origem, é a seguinte: Açudes: 364; cacimbas: 52; poços pouco profundos (2-6 m): 33; rios: 27; riachos e águas de escoamentos superficiais: 16; fontes: 12. Algumas amostras de açude foram coletadas na superfície e outras em diferentes profundidades; outras foram coletadas após as estações chuvosas e secas, de forma a avaliar o efeito da evaporação. A Fig. 1 apresenta os pontos de amostragem das águas analisadas por Leprun (1983a) nos núcleos do Projeto Sertanejo e os dos núcleos do GAT dos trabalhos de Medeiros (1991), Silva (1992) e de Audry e Suassuna (1995).

A distribuição das amostras de águas coletadas por Leprun, por Estado da Região Nordeste é a seguinte: MA: 9; PI: 10; CE: 253; RN: 92; PB: 31; PE: 87; AL: 8; BA: 12. Somente as análises equilibradas, isto é, as análises cuja soma dos cátions e dos ânions não apresentam desvio superior a 5 % foram levadas em consideração. As variáveis incluem a origem, a profundidade da coleta e os seguintes parâmetros analíticos: pH; CEw: condutividade elétrica medida na água em mS cm^{-1} ; RS: resíduo seco a $110\text{ }^{\circ}\text{C}$ em mg L^{-1} ; Ca, Mg, Na, K, Cl, SO_4 , HCO_3 , CO_3 , NO_3 , todos expressos em mmol L^{-1} ou em mg L^{-1} . O processamento dos dados estabeleceu para cada grupo isolado de mesma origem, do mesmo Estado e para todos os grupos combinados as correlações entre grupos e, para todos os grupos combinados, para cada variável; as médias com valores extremos foram recalculadas.

2.2.2. Trabalho de Molinier et al. (1989). Neste trabalho os objetivos iniciais foram de medir, caracterizar, analisar e modelar os mecanismos, controlando a dinâmica e os balanços hídricos e minerais nas diferentes escalas e sob coberturas vegetais. Na escala das pequenas superfícies os autores tentaram elaborar algumas regras de transferência para superfícies maiores, microbacias e bacias representativas e utilizar esses resultados para melhorar o manejo dos recursos em água do solo. O dispositivo de medição foi escolhido em uma das bacias representativas e experimentais pesquisadas pela SUDENE em colaboração com o ORSTOM, localizada no Município Sumé (PB). A bacia Umburana, cuja superfície é de 10 km^2 , possui solos Bruno Não-Cálcico dominantes, um dos solos mais representativos do semi-árido do Nordeste, associados a solos Bruno Vértico e raros Vertissolos nas

depressões. Essa bacia era estudada desde 1972 e é bem conhecida (Leprun *et al.*, 1983, Cadier e Freitas, 1983). O dispositivo implantado nessa bacia compreende 4 microbacias de 1 ha e 9 parcelas de 100 m² com solo nu ou com vegetação de caatinga. Para completar, somaram-se várias microparcelas de 1 m², cada uma equipada com um tubo de medição neutrônica e uma bateria de tensiômetros escalonados de -5 cm a -65 cm de profundidade. As medições foram feitas com chuvas naturais e chuvas simuladas, com o minissimulador de chuva do ORSTOM (Molinier, 1985). Do ponto de vista da geoquímica das águas uma amostragem permitiu monitorar a evolução dos íons na chuva, desde o escoamento até o açude e o poço profundo, no solo nu e com vegetação; 24 amostras de águas de chuvas foram coletadas e filtradas à 0,4 µm. 70 amostras foram analisadas no Centro de Sedimentologia e Geoquímica da Superfície (Universidade de Estrasburgo, França) para (ons maiores, traços e testes de saturação).

2.2.3. Trabalho de Laraque (1991). Pesquisa os comportamentos hidroquímicos de 59 açudes de tamanho pequeno e médio, de maior representatividade possível quanto à salinidade, distribuídos em quatro Estados do Nordeste: PB, PE, RN e CE. A evolução da salinidade em 39 açudes dentre os 59 escolhidos foi estudada durante dois anos por meio de amostragem mensal, somando 455 amostras. Os resultados das análises foram armazenados em um banco de dados ligado a um programa chamado Syseau, elaborado pelo autor, onde foram processados.

2.2.4. Trabalho de Medeiros (1992). O estudo utilizou os dados dos módulos de irrigação do GAT, em propriedades situadas nos Estados CE, PB, PB e RN, ou seja, 17 % do Nordeste brasileiro. As fontes de coleta incluem açudes de tamanhos diversos, riachos, poços amazonas, poços naturais e tubulares, e rios. Somente as análises químicas das águas coletadas durante o primeiro ano foram completadas, sendo as demais avaliadas apenas quanto à condutividade elétrica. Todas as análises foram realizadas no Laboratório Geonorte de Recife. Alguns solos, situados nas áreas adjacentes e nas zonas irrigadas, foram coletados e analisados (Laboratório Irrigação e Salinidade, Departamento de Engenharia Agrícola (CCT), UFPB, Campina Grande). As análises estatísticas basearam-se em recursos computacionais, fazendo-se uso dos sistemas Quatropro e Saeg, da Universidade Federal de Viçosa (MG).

2.2.5. Trabalho de Silva Junior (1993). A pesquisa comparou as análises químicas de 517 amostras de águas do estudo elaborado pelo GAT, ou seja, um conjunto incluindo os dados de Medeiros e um subconjunto dos dados do trabalho de Audry e Suassuna (1995). O trabalho, baseando-se principalmente nas composições iônicas, consistiu em verificar o uso das regressões estabelecidas, visando calcular, a partir de alguns parâmetros como a CE_w, as principais características químicas preponderantes na qualidade das águas de irrigação.

2.2.6. *Trabalho de Audry e Suassuna (1995)*. O número total de amostras das águas estudadas, localizados ao redor de 15 pontos ou “núcleos de amostragem” das zonas semi-áridas de quatro Estados do Nordeste (PB, PE, RN e CE), foi de 71, dentre os quais 15 eram rios, 18 eram açudes e 36 eram poços, incluindo-se amostras dos núcleos do GAT de Medeiros (1992). Foram feitas análises químicas completas das águas coletadas no primeiro ano e apenas CEw no segundo ano. Medeiros (1992) adotou a duração do estudo de 2 anos e a frequência de amostragem mensal. Todas as análises foram feitas no mesmo laboratório de análise (Laboratório de Solo e Água do Geogrupo Engenharia Ltda, Recife, PE). O método estatístico utilizado no trabalho não foi mencionado. No total foram 711 análises completas de amostras realizadas.

3. RESULTADOS OBTIDOS

3.1. Principais características físico-químicas das águas superficiais do Nordeste

As médias do conjunto dos resultados analíticos das 504 amostras de águas coletadas, sem discriminação de origem, permitem estabelecer que as características observadas correspondem à água dura, de tipo alcalino, bastante mineralizada, com valores elevados de sódio, cloreto e bicarbonato. A Tabela 1 resume os resultados analíticos.

Tabela 1. Características químicas do total das 504 amostras analisadas (NE, Brasil).

Amostras	pH	CEw	RS	(mS cm ⁻¹)				(meq L ⁻¹)				
				Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃
Média Leprun (1983a)	7,7	0,62	383,3	1,45	1,31	2,73	0,23	2,7	0,23	2,16	0,09	0,07
dp ⁽¹⁾	0,7	1,07	642,3	1,48	2,13	4,35	0,19	4,5	0,60	1,43	0,27	0,21
min ⁽²⁾	2,5	0,006	6,0	0,02	<ld	<ld	0,01	<ld	<ld	0,05	<ld	<ld
max	9,8	>10	>9999	15,90	21,40	35,22	1,96	28,17	7,92	11,71	3,20	1,61
Nº amostras	498	0,48	474	498	498	501	480	497	474	479	426	420
Média Medeiros (1992)	7,9	1,09	707,7	2,35	2,59	6,45	0,15	7,6	0,45	3,25	0,29	ind ⁽³⁾

(1) dp: desvio padrão; (2) ld: limite de detecção; (3) ind: não determinado. CEw: condutividade eléctrica; RS: Resíduo sólido.

As características das águas de diversas origens, com poucas repetições em cada ponto e em toda região do Nordeste semi-árido segundo Leprun (1983a), dão uma representatividade da qualidade das águas, comparadas às das águas dos núcleos do GAT de Medeiros, bastante mineralizadas.

3.2. Características físico-químicas, conforme a origem

Conforme a origem das águas (Tabela 2), pode-se notar um gradiente no sentido de um aumento da mineralização na sequência açude-riocacimba-poço, isto é, em função da profundidade. Tal aumento pode ser observado no resíduo seco, ou seja no total dos sais dissolvidos e nos íons predominantes (Na^+ , Cl^- e HCO_3^-), que podem atingir valores máximos muito elevados. A variabilidade dos resultados é significativa como mostram os valores do desvio-padrão (dp). Nos cacimbões e poços pouco profundos, os valores de sódio e cloreto quase que superam as máximas permitidas pela legislação da Comunidade Europeia sobre potabilidade das águas. A análise dos valores da condutividade elétrica (CEw) para Cl^- , Na^+ e HCO_3^- indica que as águas dos rios, cacimbões e poços estão situadas em classes que podem apresentar problemas para a irrigação. Este problema será abordado mais adiante.

Transformadas as concentrações de mg L^{-1} para meq L^{-1} pode-se comparar as relações das médias dos íons da seguinte maneira (por convenção, a letra r anteposta ao símbolo químico indica que os íons são expressos em meq L^{-1}):

Açude: $r \text{Na}^+ > r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r \text{K}^+ r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^-$

Cacimbão: $r \text{Na}^+ > r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r \text{K}^+$; $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^-$

Poço pouco profundo: $r \text{Na}^+ > r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r \text{K}^+$; $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^-$

Rio: $r \text{Na}^+ > r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r \text{K}^+$; $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^-$

Estas relações e, em particular, as seguintes [$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^-$] e [$r \text{Na}^+ > r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r \text{K}^+$], as mesmas para cada uma das fontes, permitem classificar o tipo dominante das águas superficiais do Nordeste brasileiro semi-árido como cloreto-sódicas; isto é, o tipo das águas subterrâneas provenientes das mesmas zonas (Cruz e Melo, 1974). As porcentagens dos cátions e ânions pelo método de Stabler (1911) ilustram essa composição média das águas analisadas. Nota-se que as águas de Medeiros (1992) apresentam a seguinte sequência: $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{++} > \text{Cl}^- > \text{K}^+$ sendo $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$, e $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^- > \text{CO}_3^-$ sendo $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^- + \text{CO}_3^-$, mesmo padrão observado nos supra mencionados cacimbões e não nos açudes.

Na Tabela 3 são agrupados os valores médios da condutividade elétrica, baseando-se no fato de que a CEw possui estreita relação com a composição química da água.

Tabela 2. Características físico-químicas das águas superficiais do Nordeste brasileiro em função de suas origens (Leprun, 1983a).

Tipo (Σ de amostras)		pH	CEw	RS	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃
Açude (364)	Méd. ⁽¹⁾	7,73	0,52	314,60	25,89	12,72	53,66	9,62	80,86	7,07	117,95
	dp	0,58	9,78	629,15	37,47	22,24	100,80	8,43	42,08	8,92	57,53
	Máx.	9,70	>10	>9999,00	678,60	280,00	>999,99	100,00	>999,99	80,10	373,30
	Mín.	5,60	0,4	43,00	1,60	0,50	1,30	0,40	0,50	0,00	4,80
	Méd. ⁽²⁾	N.d.	N.d.	N.d.	1,29	1,04	2,33	0,24	2,27	0,14	1,94
Rio (27)	Méd. ⁽¹⁾	7,42	0,59	568,27	23,75	19,50	79,70	5,54	157,54	8,95	81,33
	dp	0,61	0,79	582,91	21,96	22,97	106,20	4,82	227,33	2,62	58,50
	Máx.	8,90	3,40	2187,00	90,40	90,80	444,00	19,80	897,20	57,80	200,10
	Mín.	6,40	0,006	6,00	1,60	1,50	0,40	0,30	1,00	0,00	12,20
	Méd. ⁽²⁾	N.d.	N.d.	N.d.	1,29	1,60	3,46	0,14	4,44	0,18	1,34
Cacimba (52)	Méd. ⁽¹⁾	8,01	1,14	549,86	37,71	27,13	126,79	9,20	116,44	8,45	187,84
	dp	0,69	1,64	619,45	36,71	38,41	179,91	12,22	157,77	10,46	119,54
	Máx.	9,80	7,91	3098,00	212,00	179,50	810,10	76,70	706,30	68,20	712,50
	Mín.	4,50	0,12	100,00	4,00	3,20	1,10	0,50	1,00	1,40	17,10
	Méd. ⁽²⁾	N.d.	N.d.	N.d.	1,87	2,23	5,51	0,23	3,28	0,17	3,09
Poço (32)	Méd. ⁽¹⁾	7,62	1,15	820,59	79,01	41,79	102,99	9,18	196,56	37,26	270,03
	dp	0,48	0,89	689,10	66,78	36,64	83,40	6,08	226,57	48,95	130,14
	Máx.	8,40	4,00	3147,00	318,00	140,90	342,00	25,00	860,00	188,30	539,20
	Mín.	6,60	0,10	75,00	9,60	3,40	1,50	1,00	0,20	4,80	56,10
	Méd. ⁽²⁾	N.d.	N.d.	N.d.	3,93	3,44	4,48	0,23	5,54	0,77	4,44

(1) Média CEw = mS cm⁻¹; RS e elementos = mg L⁻¹. (2) Média elementos = mmol L⁻¹. CEw: Condutividade elétrica; RS: Resíduo sólido; N.d.: No determinado; dp: desvio padrão.

Partindo da comparação entre esses parâmetros pode-se, com Audry e Suassuna (1995, p. 39), concluir que a água de rios pertence à categoria de águas menos salinizadas e menos perigosas em termos de sodicidade. As águas de açudes abrangem toda a faixa de variação de salinidade observada, mas a sodicidade é baixa. As águas de poços abrangem toda a faixa de variação, tanto

para a salinidade, quanto para a sodicidade, mas são por vezes mais sódicas que as de outras categorias. Os autores destacam o seguinte ponto: “os pequenos açudes se mostram muito pouco salinizados, enquanto os açudes médios chegam à salinidade alta” com SAR (razão de adsorção do sódio:

$$[\text{SAR} = \text{Na}/\sqrt{1/2}(\text{Ca} + \text{Mg})],$$

onde as concentrações são expressas em meq L⁻¹) proporcionalmente maior do que nos demais grupos. Este fato se contrapõe à opinião de Tase e Ichikawa (1981). No que diz respeito aos açudes grandes, a salinidade observada se situa entre os níveis constatados nos dois primeiros tipos de açude. O balanço final entre as entradas e saídas de água do açude depende, em primeiro lugar, do dimensionamento do reservatório que determina a frequência de lavagem através das sangrias. Os grandes açudes do DNOCS são superdimensionados e isso limita as sangrias e aumenta as concentrações salinas. Em conclusão, *o conjunto de açudes pequenos e médios leva a uma extrema diversidade de comportamento e uma enorme faixa de variação da salinidade.*

A comparação da composição de todos os tipos de água com as dos poços amazons mostra que as águas pouco concentradas são frequentemente do tipo bicarbonatado cálcico e possivelmente de tipo misto sódico; enquanto as águas mais concentradas são cloretadas sódicas.

3.3. Características físico-químicas, conforme o estado de proveniência

O agrupamento dos resultados (Leprun, 1983a) leva a constatar que as águas mais mineralizadas são encontradas no Estado de Alagoas, onde a salinidade é altíssima, seguido por Paraíba e Pernambuco. Por ordem de mineralização decrescente a sequência é a seguinte: Alagoas > Paraíba > Pernambuco > Rio G. do Norte > Ceará > Maranhão ≥ Piauí ≥ Bahia. Podemos constatar que as águas do GAT provenientes do CE, RN e PB, consideradas águas de salinidade alta a muito alta (Medeiros, 1992) não são, nem de longe, as mais salinizadas encontradas. Quando Medeiros (1992) estabelece a tabela das correlações das águas agrupadas segundo o estado de proveniência observa-se:

- O grande número de correlações altamente significativas, vinculadas à condutividade elétrica, cujos coeficientes de correlação estão frequentemente muito acima do nível de 0,01 e próximos ao nível de 0,001;
- A natureza, o número e o grau de correlações diferentes em águas de cada Estado. Assim, as águas de todos os grupos reunidos e as do Ceará apresentam correlações estreitas com cada uma das variáveis; por outro lado, esse número decresce em Alagoas e Pernambuco. Da mesma maneira, verifica-se que a condutividade elétrica está estreitamente correlacionada com o resíduo seco, os teores em sódio e cloreto. Apenas em poucos Estados essa correlação se dá com o bicarbonato, a dureza e o pH, o que leva a pensar que nestes Estados as águas são provenientes de rochas sedimentares e ricas em calcário.

Tabela 3. Valores da condutividade elétrica CEw média ($\mu\text{S cm}^{-1}$) segundo os autores citados no texto

Origem e autor	Σ de fontes	Σ amostras	Média	dp	Mín.	Máx.
<i>Rio</i>						
Audry ⁽¹⁾	11	257	883	691	130	3900
Leprun	27	27	592	794	6	3395
<i>Açude</i>						
Audry	15	336	819	584	100	4000
Leprun	340	364	520	978	44	>9999
Laraque	59	455	2191		47	45454
Medeiros ⁽²⁾	nd	170	870	650	100	4000
<i>Poço</i>						
Audry	38	38	1216	1200	140	13000
Leprun	27	32	1150	890	96	4000
<i>Poço amaz. e Cacimba</i>						
Audry	23	371	1042	628	140	3800
Leprun	52	52	1142	1641	117	7910
Medeiros	nd	258	1180	850	140	5000

(1) 10 rios regularizados e 5 rios perenizados; (2) açudes e rios perenizados; dp: desvio padrão.

3.4. Conclusões parciais sobre a qualidade das águas do Nordeste semi-árido brasileiro

Constata-se que as águas superficiais mais mineralizadas (resíduo seco de 500 até mais de 10.000 mg L^{-1} , condutividade elétrica de 0,75 a 15,0 mS cm^{-1}) provêm das regiões secas sobre rochas cristalinas; portanto, as águas superficiais menos mineralizadas pertencem às regiões mais úmidas, localizadas preferencialmente nas rochas sedimentares (resíduo seco inferior a 500 mg L^{-1} , condutividade elétrica inferior a 0,75 mmho cm^{-1}). As águas superficiais da zona semi-árida do embasamento cristalino são do tipo cloreto-sódico, tem reação alcalina, são de duras até muito duras (classificação de Klut-Olzewski) tem salinidade total elevada e resíduo seco médio > a 500 mg L^{-1} . A composição química média dessas águas (Leprun, 1983a) pode ser representada segundo o método de Stabler (Fig. 2), que é usado para comparar as composições químicas.

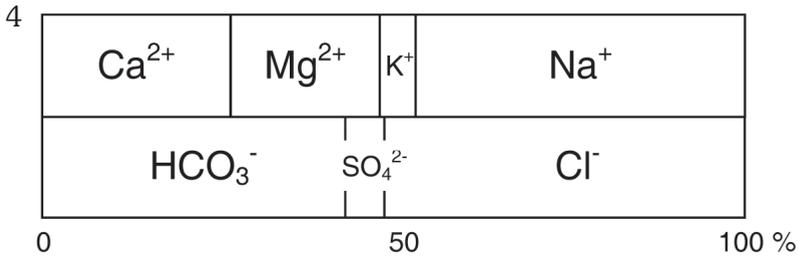


Figura 2. Composição média das águas superficiais do Nordeste do Brasil segundo o método de Stabler (1911).

3.5. Principais correlações entre os diversos parâmetros físico-químicos das águas

Os diferentes trabalhos encontraram um conjunto de correlações altamente significativas (Tabela 4). Dessas correlações, destacamos somente as que são mais úteis para o uso e a determinação da qualidade das águas; isto é, associando algumas variáveis à CEw. Este parâmetro mede a condutividade de uma solução salina complexa e é igual à soma das condutividades atribuídas a cada um dos íons dessa solução. Com efeito, a CEw ($\mu\text{S cm}^{-1}$) = 100 cátions (meq L⁻¹) = 100 ânions (meq L⁻¹) e, assim, representa muito bem a composição química da água (Appelo e Postma, 1993).

Por outro lado, a razão de adsorção do sódio (SAR) é um dos parâmetros mais úteis para estimar o perigo representado pelos sais em uma água destinada à irrigação. Estas equações permitem calcular diretamente, com bom grau de acerto, o resíduo seco que representa o total de sólidos dissolvidos e os teores em Na e Cl, importantes para avaliar a qualidade da água a partir dos valores da condutividade elétrica. Pode-se ver mais adiante que a correlação da CEw com a RAS, embora alta, não fornece valores sempre confiáveis.

Comparando as equações obtidas para cada uma das fontes separadas com as calculadas para todos os dados (Leprun, 1983a) verifica-se que as equações são muito parecidas no caso das águas de açudes; no entanto, diferem bastante no caso das águas de cacimbões e de rios. Este é o motivo pelo qual se preconiza o emprego destas equações, a detrimento de equações mais gerais que consideram o conjunto de todas as águas para estimar no RS as concentrações de Na e Cl de qualquer água superficial para a qual se conheça a natureza e a CEw. Medeiros (1992), por sua vez, verifica que para os dois maiores grupos de fontes das suas águas, salvo a relação Cl x CEw, as equações não apresentam diferenças significativas em relação às que foram obtidas partindo-se do conjunto de todas as águas, o que permite recomendar o uso dessas equações.

Tabela 4. Diferentes correlações encontradas nas águas do Nordeste semi-árido do Brasil.

Trabalho	Quantidade de amostras	Unidades	Correlações	Coefficiente de correlação ⁽³⁾
<i>Todas as amostras</i>				
Leprun (1983a)	454 para RS 483 para Na ⁺ 479 para Cl ⁻	RS: mg L ⁻¹ Na ⁺ , Cl ⁻ : mg L ⁻¹ CEw: μS cm ⁻¹	RS = 0,67*CEw+3,66 Na = 0,10*CEw+4,05 Cl = 0,14*CEw+14,40 SAR = 1.8233Ln CEw-4,4736	R=0,90** R=0,92** R=0,82** R ² = 0,713**
Audry e Suasuna (1995)	711 para Cl ⁻	Cl ⁻ : meq L ⁻¹ CEw: μS cm ⁻¹	Cl = 0,00884*CEw+2,116	R=0,982**
<i>Açude</i>				
Leprun (1983a)	346 para RS 356 para Na ⁺ 355 para Cl ⁻ 86 para SAR	RS: mg L ⁻¹ Na ⁺ , Cl ⁻ : mg L ⁻¹ CEw: μS cm ⁻¹	RS = 0,97+0,66* CEw Na = 4,97+0,09*CEw Cl = 14,00+0,13*CEw SAR = 0,0366*CE ^{0,608}	R=0,90** R=0,90** R=0,80** R=0,64**
Laraque (1991)	449	RS: mg L ⁻¹ Na ⁺ ,Cl ⁻ : meq L ⁻¹ CE: mS cm ⁻¹	RS = 0,684*CEw ^{0,918} Na = 4,402*CEw-0,084 Cl = 11,84*CEw-3,744 SAR= 2,19*CEw ^{0,676}	R=0,98** R=0,91** R=0,976** R=0,85**
Audry e Suasuna (1995) ⁽¹⁾	711 para Cl ⁻ 480 para RAS	Cl ⁻ : meq L ⁻¹ CEw: μS cm ⁻¹	Cl = 0,00884*CE+2,116 SAR =0,042752*CEw ^{0,64299}	R=0,982** R=0,903**
Medeiros (1992) ⁽²⁾	170 para RS, Na ⁺ , Cl ⁻ e SAR	RS: mg L ⁻¹ CEw: d S m ⁻¹ Na ⁺ , Cl ⁻ : meq L ⁻¹	RS=-11,5+644*CEw Na=-0,74+6,42*CEw Cl=-2,20+9,47*CEw SAR=3,75*CEw ^{0,78}	R ² =0,979** R ² =0,971** R ² =0,971** R ² =0,920**
<i>Poço amazona</i>				
Leprun (1983a)	38 para RS 46 para Na ⁺ 44 para Cl ⁻	RS: mg L ⁻¹ Na ⁺ , Cl ⁻ : mg L ⁻¹ CEw: μS cm ⁻¹	RS=22,25+0,69*CEw Na=13,23+0,11*CEw Cl=31,47+0,96*CEw	R=0,97** R=0,97** R=0,91**
Audry e Suasuna (1995)	231 para CEw e SAR	CEw: μS cm ⁻¹	SAR =0,025983*CEw ^{0,73931}	R=0,866**
Medeiros (1992)	249 para RS, Na ⁺ , Cl ⁻ e SAR	RS: mg L ⁻¹ CEw: dS m ⁻¹ Na ⁺ ,Cl ⁻ : meq L ⁻¹	RS=-16,2+638*CEw Na=-0,35+6,52*CEw Cl=-2,73+0,99*CEw SAR=4,15*CEw ^{0,68}	R ² =0,984** R ² =0,931** R ² =0,961** R ² =0,773**
<i>Rio</i>				
Leprun (1983a)	22 para RS 31 para Na ⁺ 31 para Cl ⁻	RS: mg L ⁻¹ Na ⁺ , Cl ⁻ : mg L ⁻¹ CEw: μS cm ⁻¹	Rs=96,40+0,61*CEw Na=3,12+0,13*CEw Cl=4,05-0,27*CEw	R=0,94** R=0,97** R=0,95**

(1) conjunto das “águas superficiais” sem os poços amazonas; (2) açudes e rios perenizados
(3) **coeficientes de correlação altamente significativos a 0,01 ou 0,001; RS: resíduo seco; CEw: condutividade eléctrica).

Leprun (1983a) com 86 pares de dados, principalmente águas de açudes obteve a seguinte correlação: $SAR = 0,0366.CEw^{0,608}$ com $r = 0,64^{**}$. Outra análise, com 374 pares de dados provenientes de açudes, apresentou a seguinte correlação: $RAS = 1,8233.Ln CEw - 4,4736$ com $R^2 = 0,7133^{**}$. Apesar dos coeficientes de correlação estatisticamente elevados, indo de 0,01 até 0,001, nas relações que associam o SAR ao CEw (Leprun, 1983a; Laraque, 1991) a dispersão dos pontos nas curvas obtidas para os valores de CEw situados entre 0 e 0,20 mS cm⁻¹ acarreta valores excessivamente elevados de SAR, o que não possibilita um uso satisfatório dessas relações para calcular o risco de sodificação. As relações de Audry e Suassuna (1995) estabelecidas para dois subconjuntos separados - um chamado de “águas superficiais”, envolvendo rios, dois açudes e poços pouco profundos ($RAS = 0,042752*CEw^{0,64299}$ com $R=0,903^{**}$) e outro apenas para os poços amazonas ($RAS = 0,025983*CEw^{0,73931}$ com $R=0,866^{**}$) - são muito mais confiáveis, já que a proporção de variância explicada é respectivamente de 81,5 e 74,9 %.

3.6. Relações entre as características físico-químicas das águas superficiais e a natureza do solo

A água que cai e se infiltra em uma bacia vertente entra em contato com os elementos do solo e, mais abaixo, com os da rocha decomposta. A composição da água será modificada pela composição química dessas duas matérias antes de chegar ao açude. Outros fatores, como temperatura, pressão, velocidade de percolação e tempo de contato, natureza das rochas (sedimentares ou plutônicas), granulometria dos minerais, presença de matérias dissolvidas e natureza da cobertura vegetal, vão influenciar a composição da água de percolação. O teor do CO₂ da água da chuva adquirida na atmosfera deve aumentar, devido à oxidação das matérias orgânicas do horizonte superior do solo, atacando os minerais do solo e da rocha. A concentração dessas águas de percolação, carregada de matérias dissolvidas deve aumentar, seja através de evaporação, seja através de novas dissoluções, até se encontrar com as águas subterrâneas.

O papel do tipo de solo da bacia de recepção e da armazenagem sobre a qualidade da água é muito importante, ou até primordial, de acordo com as pesquisas realizadas e foi evidenciado pela primeira vez no Nordeste, por Leprun (1983a). No entanto, a influência da rocha atravessada ou da rocha reservatório sobre a geoquímica das águas subterrâneas no Nordeste já foi muitas vezes demonstrada, em particular por Kegel (1955), Rebouças (1965), Leal (1968), Cruz (1967) e Cruz e Melo (1974). Uma das melhores ilustrações desta influência resulta da comparação entre o mapa de qualidade e variação de concentrações de sais nas águas subterrâneas (Cruz, 1973) e o mapa geológico. As águas que pertencem às áreas sedimentares Paleozoicas e Mesozoicas são de diversos tipos, principalmente bicarbonatado,

sulfatado ou misto, enquanto que nas fissuras das rochas pré-Cambrianas do embasamento cristalino o único tipo de água encontrado é cloretado de Na e Mg. Os limites dos tipos de águas e das formações geológicas coincidem perfeitamente. Da mesma maneira, o valor do resíduo seco, inferior a 500 mg L⁻¹ nas bacias sedimentares, é sempre superior a 1.000 mg L⁻¹ no embasamento cristalino, podendo atingir o valor altíssimo de 28.000 mg L⁻¹ (Cruz e Melo, 1974). Cabe lembrar que a água do mar tem um resíduo seco de cerca de 32.000 mg L⁻¹.

É notória a estreita dependência dos solos com a rocha subjacente: Solos montmoriloníticos rasos, neutros ou básicos, férteis pelo conteúdo de cátions trocáveis e em minerais primários não intemperizados, estão correlacionados com o embasamento cristalino; solos caulínicos profundos, ácidos, dessaturados ou solos calcários nas áreas sedimentares. Partindo deste fato, ocorre-nos que a mesma subordinação do solo à rocha deve ser encontrada também entre os solos e as águas. Três casos são apresentados a seguir, a título de exemplo.

3.6.1. Relações entre as águas de riachos e o tipo de solo de suas bacias. A Tabela 5 apresenta as médias de 40 análises de água de riachos e ribeirinhos dos Estados de AL, PB, PE e CE, com escoamento extremamente temporário de alguns dias por ano e de 2 a 3 km de extensão, coletadas na mesma época em solos muito diferentes, formando um verdadeiro mosaico. O tipo de solo mencionado nesta tabela representa o solo dominante e, algumas vezes, o único solo da bacia.

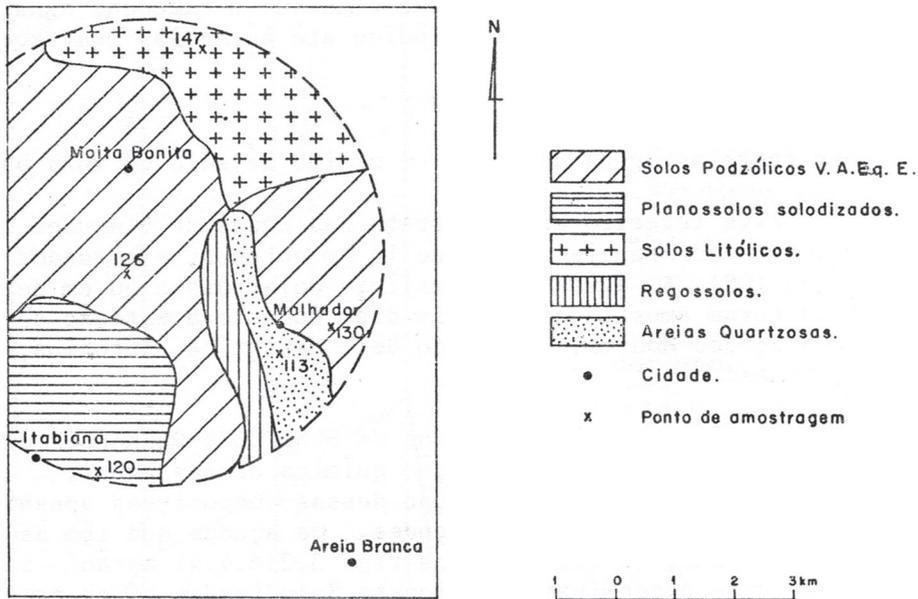
Constata-se que as médias das características da mineralização das águas dos riachos variam conforme o tipo de solo, havendo um gradiente crescente da salinização na ordem adotada na Tabela 5; isto é, desde as Areias Quartzosas (solos pouco mineralizados) até os Planossolos Solodizados (solos mais mineralizados).

Tabela 5. Valores médios da condutividade elétrica (CEw), de cloreto e de sódio em 40 águas de riachos em função do solo da bacia (NE Brasil).

Solos	AQ	LA	PV	V	PE	RE	SS	PS
CEw (dS m ⁻¹)	0,01	0,19	0,22	0,33	0,48	0,62	2,82	4,60
Cl ⁻ (meq L ⁻¹)	0,76	1,24	1,46	2,06	3,08	4,15	32,40	38,79
Na ⁺ (meq L ⁻¹)	0,55	1,08	1,60	1,61	2,47	3,07	22,29	32,62

AQ = Areias Quartzosas; LA = Latossolos Vermelho Amarelo; PV = Podzólicos Vermelho Amarelo; PE = Podzólicos Vermelho Amarelo Equivalente Eutróficos; V = Vertissolos; RE = solos Litólicos Eutróficos; SS = Solonetz Solodizados; PS = Planossolos Solodizados.

O segundo exemplo provém da mesma região semi-árida do Estado de Sergipe como no exemplo precedente. As águas superficiais foram também amostradas nos riachos durante a estação de chuvas (mês de Junho). As análises foram extraídas de Condese/Itpsi (1974). A originalidade deste exemplo consiste na amostragem de 6 águas selecionadas no interior de uma área circular em volta de Moita Bonita (SE). A distância entre os pontos de amostragem é inferior a 4 km e os solos são bem diferenciados (Fig. 3).



Distância (km) ⁽¹⁾	N.º amostra	Solo ⁽²⁾	pH	CEw	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ⁻
				(mS cm ⁻¹)				
3,0	147	RE	8,5	1,76	6,71	0,11	12,71	0,62
2,5	120	OS	7,7	1,71	7,83	0,21	10,74	0,42
0	126	PE	7,4	0,37	1,69	0,12	0,03	0,34
2,7	130	PV	6,9	0,05	0,21	0,01	0,39	0,08
2,2	113	AQ	6,0	0,07	0,53	0	0,48	0,06

(1) Distância a partir do centro do círculo; (2) vide Tabela 5

Figura 3. Algumas características das águas de Riachinhos amostradas em uma mesma região com solos diferentes (Moita Bonita, SE, Brasil); CEw: Conductividade eléctrica.

A análise dos valores permite notar as grandes variações das características físico-químicas das águas conforme a variedade do tipo de solo; e isto apesar da contiguidade da amostragem. Assim, como no exemplo anterior, é possível constatar o gradiente decrescente da mineralização e da salinidade das águas do Solo Litólico e do Planossolo Solódico com volumes elevados de elementos trocáveis até as Areias Quartzosas, em que as quantidades são baixas.

3.6.2. Relações entre as águas de açudes e o tipo de solo de suas bacias. O terceiro exemplo trata das águas de 6 açudes muito próximos com distância máxima de 15 km entre si (Tauá, CE). As águas de superfície coletadas a -50 cm de profundidade foram amostradas em dois dias da estação seca. Trata-se dos açudes Montes, Várzea do Boi, Maravilha, Antonina, Fazenda Raposa e Tiassé. As análises permitem constatar a grande variação dessas composições apesar da proximidade geográfica dos açudes. Os açudes que apresentam águas mais mineralizadas se situam nas bacias nas quais predominam Solonetz Solodizados, com valores importantes de cátions e particularmente de Na. As bacias dos açudes Maravilha e Antonina, constituídas por solos Litólicos Eutróficos (no quais predominam minerais primários em via de intemperização), apresentam águas bastante salinizadas. Os açudes 5 e 6 localizados em uma área que combina solos Brunos não-Cálcicos e Podzólicos Vermelho Amarelo Equivalente Eutróficos apresentam águas menos salinizadas. As variações físico-químicas dessas águas são importantes. Segundo o tipo de solo a condutividade elétrica varia de 0,21 até 1,28 mS cm⁻¹; os teores de cloreto e sódio variam respectivamente de 7,0 a 290 mg Cl L⁻¹ e de 9,5 a 157 mg Na L⁻¹.

Estes exemplos provam a estreita relação entre a composição das águas superficiais e o tipo de solo pelo qual escoam e que atravessam. Os exemplos, além dos demais dados analisados que não são apresentados aqui (Leprun, 1983a) ensejam a elaboração de uma lista de solos do NE brasileiro por ordem decrescente de risco de salinização: Planossolos Solodizados - Solonetz Solodizados - Litólicos Eutróficos - Podzólicos V.A. Eq. Eutróficos - Vertissolos - Brunos Não-Cálcicos - solos Litólicos - Regossolos - Podzólicos V.A. - Latossolos - Areias Quartzosas.

Nos solos das bacias dos açudes que pesquisaram Laraque (1991) e Medeiros (1992) indentificaram a mesma influencia. O estudo dos solos da bacia de Gameleira (CE) por Mendonça *et al.* (2002) mostra que a condutividade elétrica é diretamente proporcional ao conteúdo de argila pelo processo de troca de cátions. Sabe-se, segundo Rengasamy *et al.* (1984), que o total de cátions (TC) de uma suspensão de solo e água na proporção de 1:5 pode ser estimado pela equação $TC = 9,62 CE + 0,14$ ($R^2 = 0,97$); que TC pode ser medido em me L⁻¹ e CE (condutividade elétrica do solo) em dS m⁻¹; e que, segundo Quirk e Schofield (1955), a dispersão mecânica da argila aparece quando $TC = 1,21 RAS + 3,3$.

3.7. Papel da vegetação no volume e na composição química das águas em uma bacia

3.7.1. *Evolução do volume de escoamento conforme a superfície.*
Os resultados obtidos por Molinier *et al.* (1989) em um solo Bruno não-Cálcico da Bacia de Sumé (PB) evidenciaram os seguintes pontos:

- O papel determinante da cobertura vegetal sobre o escoamento. Enquanto 100 m² de parcela de solo nu permite escoar 42,6 % da água de chuva, o escoamento da mesma parcela cai para 5,3 % com 100 m² de vegetação de caatinga.
- Uma redução significativa do escoamento quando o solo está mais seco. Em solos secos a influência da vegetação sobre a infiltração é preponderante. Assim que os solos ficam muito úmidos esta influência diminui em função da saturação do horizonte superficial A do solo que passa a ser um dos principais fatores limitantes da infiltração. Da mesma maneira os comportamentos diferem conforme a escala da área. Em solo seco o efeito de escala é praticamente inexistente.
- Um efeito nítido da escala nas duas condições: Quando a área aumenta o escoamento diminui de 42,6 %, em parcela de 100 m² de solo nu, para 28,7 % em uma microbacia de 1 há. Com presença de vegetação o coeficiente passa respectivamente de 5,3 % para 2,7 %. Leprun (1993b) fornece uma estimativa da produção de água e sedimentos em diferentes escalas e em diferentes ecossistemas naturais e transformadas em agrossistemas das cinco grandes regiões brasileiras. No Nordeste semi-árido em diferentes tipos de solos o ecossistema da caatinga apresenta um escoamento que não ultrapassa mais que 6 % da pluviometria anual. No caso de declives leves e solos permeáveis (solos Podzólicos em Petrolina, PE, por exemplo), esse escoamento chega a ser desprezível e a erosão nula. Em parcelas de solo nu de 100 m² e declividade em torno de 2 % e solos Podzólicos e Litólicos o escoamento cresce muito e chega a cerca de 50 %. Neste caso a erosão ultrapassa 20 t solo ha⁻¹ano⁻¹.

3.7.2. *Evolução das perdas de elementos químicos através do escoamento.*
No que concerne as perdas de elementos químicos através do escoamento superficial das águas de chuvas os resultados da Tabela 6 evidenciam a importante diminuição das perdas, contemplada pelos valores do resíduo seco que representa o total dos sais da água. Essa crescente diminuição em solo coberto por vegetação enquanto diminui a extensão da área chega a praticamente anular as perdas em uma microbacia de 1 ha.

Tabela 6. Perdas de cátions pela água de escoamento em diferentes superfícies no solo nu e sob vegetação (Molinier *et al.*, 1989).

Superfície	Escoamento (mm)	Ca	Mg	K	Na	Σ Cátions	Cl	RS
		(kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)						
1 m ² nu	193	6,91	2,42	6,66	1,92	18,02	2,37	58,3
1 m ² vegetação	80,4	3,90	1,36	4,59	2,42	13,5	3,27	43,4
Redução % ⁽¹⁾								25,6
100 m ² nu	316	10,31	14,8	8,61	12,0	45,7	15,7	119,8
100 m ² vegetação	7,25	0,79	0,29	1,22	0,65	2,95	0,49	10,2
Redução % ⁽¹⁾								91,5
1 ha nu	102	7,24	2,42	4,60	1,41	15,2	3,25	71,2
1 ha vegetação	2,09	0,13	0,04	0,19	0,04	0,41	0,02	1,46
Redução % ⁽¹⁾								98,0

(1) Redução em % em relação ao solo nu.

3.7.2. Evolução da concentração e composição química das águas da Bacia de Sumé (PB). Os dados da sucessão das águas da Bacia de Sumé (PB) expostos na Tabela 7 (Leprun e Silveira, 1992) mostram a forte e rápida mineralização das águas de chuva até a água do lençol fissural da forragem da rocha situada a -8,0 m de profundidade, perto do açude.

Tabela 7. Composição das águas da bacia (Sumé, PB; Molinier *et al.*, 1989).

Fonte	pH	Ca	Mg	K	Na	Cl	SO ₄	CO ₃ H
		(mg L ⁻¹)						
Chuva ⁽¹⁾	6,3	0,35	0,15	0,31	0,46	0,73	0,57	2,3
Chuva ⁽²⁾	8,3	3,2	0,8	0,7	1,3	3,0	4,3	11,0
Escoamento	7,8	15,2	12,1	5,0	1,7	20,0	0,5	81,0
Açude ⁽³⁾	7,0	20,8	16,0	6,6	37,0	60,0	8,6	144
Açude ⁽⁴⁾	7,5	19,2	28,2	9,2	75,0	120	10,7	203
Forragem	7,5	19,2	72,9	7,6	96,0	180	69,5	532

(1) Média de 11 chuvas naturais; (2) Média de 6 chuvas sob caatinga; (3) Águas de fim da estação de chuvas; (4) Águas de fim da estação seca.

Nota-se o aumento contínuo de todos os elementos químicos ao longo da vertente da bacia até à forragem, principalmente CO_3H , Cl, Na e SO_4 . A diminuição de Ca no fim da estação chuvosa é devida à precipitação da calcita encontrada, bem como sais, no fundo do açude. A calcita é também encontrada na base dos solos Bruno não-Cálcicos e dos Vertissolos. Os testes de saturação efetuados nas águas de infiltração indicam que as cargas iônicas elevadas apresentam saturação para a calcita, dolomita e quartzo. Laraque (1991) identifica também processos de saturação e de precipitação para a calcita e magnesita.

O trabalho de Leprun (1983a) evidencia as cargas mais elevadas de Cl e Na das águas de pluviolixiviação (chuvas que escorrem pelas folhas e troncos da vegetação de caatinga) em relação às águas de chuva. Nota-se que as chuvas de Sumé são mais mineralizadas do que as chuvas da Bacia amazônica (Berner e Berner, 1987). Para Wackermann (1989), que estudou as águas de Sumé coletadas por Leprun, as chuvas são marcadas por uma influencia oceânica, detectável através dos parâmetros de dissolução de Cl, Mg, Na e SO_4 . No que concerne as águas de escoamento tais parâmetros indicam a dissolução da calcita. Há indicações de neogêneses de nitrato-Ca e de esmectita-Ca/Mg no açude.

Os resultados obtidos por Molinier *et al.*, (1989) mostram que as águas de escoamento provenientes de áreas cobertas por vegetação são mais mineralizadas, notadamente em Na e Cl, do que as águas de escoamento provenientes de solo nu. Ao longo de uma vertente de algumas centenas de metros a diferença entre a composição das águas de chuva das águas de escoamento superficial, das águas de drenagem e das águas profundas ficam extremamente claras do ponto de vista da concentração, sendo um pouco menos pronunciadas do ponto de vista da composição química. Nas mesmas condições de solo (aqui um solo Bruno Não-Cálcico) as águas de escoamento são quatro vezes mais mineralizadas que as águas de chuva. Após se infiltrar por -80 cm em solo Bruno Não-Cálcico, a concentração global é multiplicada por 50, aproximadamente, passando para 65 no decorrer do período mais ou menos prolongado dentro do sistema fissural do embasamento cristalino que contém o lençol. Assim, pode-se entender o aumento considerável da carga química dissolvida nas águas de chuva que chegam ao açude após escoar superficialmente no solo da bacia e também após infiltrar o solo e escoar em sua base. Assim que as águas de escoamento atingirem o açude sua composição química evoluirá novamente.

Para Laraque (1991) e Molle e Cadier (1992), o processo de concentração da carga iônica dos açudes depende dos seguintes fatores: A intensidade da evaporação e a duração da estação seca, o tamanho da bacia vertente e do reservatório, a geometria do reservatório (sua profundidade), e as taxas de infiltração e saída das águas através de sangria.

3.8. Relação entre a qualidade das águas amostradas durante a estação seca e durante a estação chuvosa. Papel da evaporação.

Para a maioria dos autores, a evaporação constitui o fator mais importante na concentração das águas de açudes. Para avaliar o impacto da evaporação sobre a concentração dos elementos são comparadas as análises das águas de mesma origem, amostradas no mesmo lugar. Neste caso as águas foram coletadas nos açudes duas vezes por ano: Uma no fim da estação seca e outra no fim da estação chuvosa; isto é, com os menores e maiores níveis das águas, respectivamente. O exemplo aqui apresentado trata de dois açudes (Tauá, CE) situados a poucos quilômetros de distância um do outro; um de grande porte (o açude Várzea do Boi) com capacidade de cerca de 50.10^6 m^3 ; e um de médio porte (o açude Antonina) cuja capacidade pode ser contudo estimada em função da sua superfície de cerca de 4.10^4 m^3 . Na Tabela 8 os valores percentuais são contrapostos conforme o método de Stabler, de forma a poder estimar a concentração ou diluição de cada íon.

Verifica-se que as concentrações mais importantes dizem respeito aos elementos Na, Cl e HCO_3^- ; as concentrações positivas dizem respeito a Na e Cl e as concentrações negativas (diluição) a Ca, K, SO_4 e, sobretudo, ao HCO_3^- . Entretanto, no pequeno açude de Antonina as concentrações são muito maiores do que em um grande açude; no caso do pequeno açude, no qual as diferenças de composição química de uma estação para outra são significativas, os valores dessas diferenças e as leis da geoquímica sugerem uma associação entre Ca^{++} (-20,4 %) e HCO_3^- (-21,6 %) e entre Na^+ (+24,0) e Cl^- (+23,6), para formar o bicarbonato de cálcio e o cloreto de sódio.

Tabela 8. Papel da evaporação na concentração de elementos químicos nas águas dos açudes (concentração dos íons).

Açude	Fim estação	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO_4	CO_3H
Várzea do Boi (Tauá, CE)								
meq L ⁻¹	Seca	2,63	2,80	6,829	0,42	8,18	0,13	3,84
meq L ⁻¹	Chuvosa	1,52	1,52	3,654	0,28	4,06	0,10	2,68
%	Seca	20,9	22,2	54,11	3,35	67,3	1,06	31,6
%	Chuvosa	21,7	21,7	52,35	3,98	59,4	1,46	39,2
Concentrações (%)		- 0,86	+ 0,41	+ 1,76	- 0,63	+ 7,95	- 0,4	- 7,6
Antonina (Tauá, CE)								
meq L ⁻¹	Seca	0,68	1,038	4,00	0,45	2,09	0,14	3,08
meq L ⁻¹	Chuvosa	0,64	0,399	0,83	0,17	0,32	0,10	1,64
%	Seca	11,0	16,82	64,9	7,32	39,3	2,61	58,1
%	Chuvosa	31,4	19,61	40,9	8,14	15,7	4,95	79,6
Concentrações (%)		- 20,4	- 2,79	+ 24,0	- 0,82	+ 23,6	- 2,24	- 21,6

A mesma operação foi feita com mais de 20 águas de açudes das regiões mais secas do Nordeste brasileiro: Tauá (CE), com pluviometria média anual de 550 mm a⁻¹, evaporação do tanque A de 3.255 mm a⁻¹; Sumé (PB), com pluviometria média anual de 550 mm a⁻¹, evaporação do tanque A de 2.895 mm a⁻¹, onde foram obtidos os mesmos resultados. Assim, o importante impacto da evaporação na concentração dos íons fica comprovado. Mas a concentração depende também do tamanho do açude e do volume de água armazenada. Para os açudes grandes, da ordem de 10⁵ m³ ou maior, o poder da evaporação nas zonas mais secas do Nordeste não vai além de uns poucos por centos de concentração do Na e do cloreto. Para os açudes menores, com capacidade de 10⁴ a 10⁵ m³, a evaporação acarreta uma concentração em Na e cloreto de cerca de 25 % (açude Antonina, Tabela 8). É o caso, também, de muitos outros açudes de médio porte, para os quais foi feito o cálculo. A mesma ordem de grandeza da taxa de evaporação foi também avaliada através do método isotópico com deutério e ¹⁸O na mesma região do Sertão do Ceará por Santiago *et al.* (1975) e por Santiago (1984). Laraque (1989), que estudou as concentrações decorrentes da evaporação sobre dois açudes de médio porte, encontrou diferenças de +25% no parâmetro CEw no fim da estação seca. A evaporação parece mesmo ser o principal fator de salinidade das águas de açudes no Nordeste.

O trabalho de Pereira *et al.* (2006) trata da salinidade das águas de três açudes e de três cacimbas na Bacia de Gameleira (CE). Os resultados mostram que os sais são provenientes do processo de dissolução da interação água/rocha e das precipitações atmosféricas. Indentifica-se o processo de enriquecimento em sais por evaporação, principalmente nas águas dos açudes. Se por um lado a evaporação concentra os íons ela baixa também consideravelmente o nível da água no açude. Um fator importante da diminuição do volume de água retida é constituído pela infiltração. O grau de infiltração varia entre os açudes que perdem água pelo fundo; quase nenhum e totalmente impermeável. Molle (1989) estudou as águas de 178 açudes e chegou à conclusão de que com uma taxa média de 2,64 mm por dia a infiltração corresponde a um terço da taxa de evaporação média medida no tanque de classe A.

4. RECOMENDAÇÕES PARA O USO DAS ÁGUAS NA IRRIGAÇÃO

O diagrama de Riverside (*US Salinity Laboratory Staff, 1954*) fornece as classes de risco de salinização e de risco de sodificação, a partir dos valores de SAR e de CEw. A Tabela 9 resume as diferentes classes.

Para 161 águas de açudes coletadas nos núcleos do projeto Sertanejo em Pau de Ferros (RN), Icó (CE) e Salgueiro (PE) a distribuição é a seguinte: 69 águas localizam-se em C1S1, 76 em C2S1, 14 em C3S1, 14 em C3S1 e 2 em C4S2. Para Laraque (1991) cerca de 80 % das análises pertencem às classes C1, C2, C3 e 20 % às demais classes. Quanto ao SAR as porcentagens são os seguintes: 79,2 % das análises se colocam em S1; 11,6 % em S2; 4,0 % em S3; e 53 % em S4. Em vista disso a classe C2 das condutividades e a classe S1 para os valores de SAR são as classes mais representadas. A classe C2S1 é característica das águas de açudes.

Tabela 9. Classificação das águas de irrigação em função de CEw, RS e RAS (Leprun, 1983a).

CEw ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	RS (mg L^{-1})	SAR	Classe da água	Risco de sódio	Risco de salinidade
250	170	1,05	C1-S1	Baixo	Baixo
250-750	170-510	1,05-2,05	C2-S2	Baixo	Médio
750-2.250	510-1.510	2,05-4,00	C3-S1	Baixo	Alto
2.2250-5.000	1.510-3.360	4,00-6,50	C4-S1; C4-S2	Baixo a médio	Muito alto
5.000-10.000	3.360-6.725	6,50-9,90	C5-S2; C5-S3	Médio a forte	Altíssimo

Por outro lado, para a totalidade das 716 amostras de Audry e Suassuna (1995) 6 % se colocaram em C1, 35,3 % em C2; 51,3 % em C3S1 e C3S2, 6,6 % em C4S2, C4S3 e C4S4, 0,8 % em C5S3 e CS4, o que leva os autores a colocar os 12,8 % de águas com salinidade C3 e risco de sodificação S2 como limitadas para irrigação e os 7,6 % das águas em C4 ou 5 e S em S3 S4 como totalmente inadequadas. Apenas 20 % das 716 águas analisadas apresentariam problemas sérios que impedissem seus usos. Aparentemente os autores minimizam o perigo da salinidade em relação ao risco de sodificação. Medeiros (1992) se mostra muito mais prudente, pois para ele o problema maior é o da salinidade, sendo os riscos de sodicidade encontrada em geral baixos. No total das águas analisadas ele considera que 65 % a 79 % das águas apresentam salinidade alta e muito alta com problemas de restrições para uso na irrigação. O trabalho de Medeiros (1992), que versa sobre a hidroquímica das águas, comprova os resultados de Leprun (1983a) e permite enumerar os seguintes resultados:

- As águas analisadas são predominantemente cloretadas e sódicas, exceto aquelas de açudes pequenos, poços amazonas e rios perenizados com $\text{CEw} < 0,50 \text{ mS cm}^{-1}$, que apresentam concentração mais elevada de bicarbonatos.
- As águas apresentam variações importantes segundo o período de amostragem, tornando-se necessário realizar amostragens de água em diferentes épocas do ano. A distribuição e quantidade de chuva se revelam fatores determinantes nessas heterogeneidades.
- No que diz respeito à adequabilidade de água para irrigação, as águas dos estados do RN, PB e CE respectivamente (64,0 %, 7,0 %, 63,2 % e 78,9 % das fontes) apresentam água de salinidade alta (C3) e muito alta (C4). Além do risco de salinização, mais de 25 % das águas dos estados do RN e PB apresentam severas restrições quanto à toxicidade de Cl. De modo geral os solos irrigados apresentam aumento da salinização e sodificação, sendo que o processo de sodificação é mais lento.

Pode-se destacar do trabalho de Audry e Suassuna (1995) os seguintes pontos:

- Do ponto de vista dos riscos de salinização e sodificação, foram contemplados dois subconjuntos: um chamado de águas superficiais, que reúne os rios perenes e regularizados, os açudes pequenos, médios e grandes e os poços naturais; e do outro lado, outro subconjunto, que compreende os poços amazonas onde, para uma salinidade global comparável, um risco sensivelmente maior de sodificação é observado;
- Às águas iniciais são pouco concentradas, bastante diversificadas, mais frequentemente de tipo bicarbonatado cálcico e, possivelmente, de tipo misto sódico. Já as águas mais concentradas são sistematicamente cloretadas sódicas. Acima de $1,50 \text{ mS cm}^{-1}$ de condutividade elétrica, as águas são sempre de tipo cloretadas sódicas;
- Essa característica constitui uma grande sorte para a região pois se, por um lado, boa parte das águas apresenta um risco de salinização bastante alto, por outro isto as protege de riscos elevados de sodificação, cujo manejo é mais difícil e representa uma ameaça bem mais séria em termos de danificação do patrimônio dos solos;
- A variação sazonal de salinidade representa uma complicação e uma limitação extremamente importante para o uso das águas da região em irrigação. *“O parâmetro mais importante para determinar as variações sazonais é a inércia do reservatório que condiciona a sua resposta aos fatores de variação de salinidade de origem climática, ou seja, o efeito de diluição das chuvas e o efeito de concentração pela evaporação”*.

Finalmente, recomenda-se (Leprun, 1983a; Molle e Cadier, 1992):

1) optar por implantar o açude nas depressões mais fundas e estreitas, de modo a reduzir a evaporação;

2) verificar a área da bacia de captação que deve ser superior a $2\text{-}3 \text{ km}^2$, sabendo-se que os pequenos açudes apresentam um risco anual de secar;

3) em função da estreita relação entre a natureza do solo e a mineralização das águas evitar projetos de implantação de pequenos açudes, cujas bacias de captação são constituídas dos seguintes solos: Solonetz Solodizados, Planossolos Solódicos e Litólicos Eutróficos;

4) não usar para a irrigação da maioria dos solos do Nordeste brasileiro, com exceção dos Latossolos e das Areias Quartzosas, muito permeáveis, as águas de classe superior a C3S2; isto é, com $\text{CEw} > 0,75 \text{ mmho cm}^{-1}$, resíduo seco $> 510 \text{ mg L}^{-1}$ e $\text{RAS} > 2,05$;

5) como a grande maioria dos pequenos açudes pertence a pequenos proprietários rurais, que devem pedir empréstimos para pagar a construção

do açude, é essencial avaliar desde o início o risco de salinidade. Preconiza-se medir, na água de escoamento de riachos ou mais perto de local previsto a condutividade elétrica com um condutivômetro portátil e com ajuda de uma das equações mais seguras que associam estreitamente SAR e CEw, conforme a Tabela 4 (Audry e Suassuna, 1995). Basta verificar na Tabela 9 a classe e o risco de salinidade e de sódio.

Para o pequeno proprietário rural que não tem acesso ao técnico de extensão rural Molle e Cadier (1992) dão a seguinte solução prática e simples: provar a água do riacho. Há cinco possibilidades: 1) a água é muito boa; 2) a água é boa, mas fica um pouco salobra quando o nível do açude esta baixo; 3) a água não é muito boa, mas dá para beber; 4) a água é ruim, só o gado bebe; 5) a água é péssima, nem o gado bebe. Esta classificação empírica corresponde aproximadamente às classes C1, C2, C3, C4 e C5 e fornece, baseando-se no fato de que o paladar é sensível aos sais a partir de cerca de 0,80 a 1,00 mS cm⁻¹ uma primeira ideia da qualidade encontrada na água do açude.

5. CONCLUSÕES

Quando um trabalho deste tipo é iniciado, incluindo grande volume de dados de análises provenientes de publicações diferentes em uma região extensa de cerca de um milhão de quilômetros quadrados, perguntas insistentes se colocam para o pesquisador: Serão as amostras bastante representativas? Será que os resultados destes diversos trabalhos consultados são coerentes e que os dados podem ser utilizados e difundidos com segurança? Tendo em vista os resultados apresentados é possível responder satisfatoriamente, citando Audry e Suassuna (1995):

“É notável e gratificante constatar que, fora o caso dos açudes de Laraque, as amostragens comparadas apresentam parâmetros centrais com mesma ordem de grandeza, variando entre si em no máximo 40 %. Pelo contrário, os valores extremos, particularmente os valores máximos, são bastante variáveis, atingindo até a razão de 1 para 4, fora o caso dos rios. No caso da amostragem de Laraque (1991) vale salientar que o autor procurou abranger a maior faixa possível de salinidade dos açudes, inclusive os mais salinizados, fazendo com que a media da amostragem se apresentasse muito alta. Esses casos de extrema salinidade não caíram nas amostragens do presente trabalho que procurava águas de irrigação, e nem nas de Leprun (1983a), cujas 300 amostras do projeto Sertanejo foram selecionadas em uma mesma base”.

No seu trabalho sobre as águas do GAT, baseado principalmente nas composições iônicas, Silva Junior (1993) verifica também que como apenas 5 % dos valores calculados saíram do intervalo de confiança de 95 %; os valores

da condutividade elétrica permitem mesmo calcular as principais características químicas úteis para avaliar a qualidade das águas usadas para irrigação.

O conhecimento básico do solo e de seu substrato é fundamental para uma avaliação da qualidade das águas superficiais e subsuperficiais de uma determinada bacia ou região. A análise dos mapas pedológicos elaborados entre 1971 e 1989 para todos os estados do Nordeste brasileiro, o zoneamento agroecológico de todo o Nordeste (Silva *et al.* 1993) e os zoneamentos em escala 1:100.000 de alguns Estados como Pernambuco (EMBRAPA, 2001) e Alagoas (trabalhos em andamento), já estão disponíveis há algum tempo e permitem uma avaliação preliminar da qualidade da água de uma determinada bacia ou região. Assim, através das características físicas, químicas e mineralógicas dos solos existentes em determinada bacia um técnico poderá fazer uma avaliação através da identificação de modo expedito dos solos, complementando com testes de condutividade elétrica a campo e podendo ainda realizar algumas análises complementares que se fizerem necessárias.

No Nordeste semi-árido, cujo volume estimado (só de açudes e sem a represa de Sobradinho) é de 30 bilhões de metros cúbicos (Molle, 1991), conhecer melhor a qualidade das águas superficiais permitirá que a importante reserva de solos cultiváveis da região seja aproveitada.

BIBLIOGRAFIA

- Appelo C.A.J., Postma D. 1993. *Geochemistry, groundwater and pollution*. A.A. Balkema Brookfield, VT, United States, 519 pp.
- Audry P. e Suassuna J. 1995. *A salinidade das águas disponíveis para a pequena irrigação no sertão nordestino. Caracterização. Variação sazonal. Limitação de uso*. CNPq, Recife, Brasil. 128 pp.
- Berner E.K. e Berner R.A. 1987. *The global water cycle. Geochemistry and environment*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, 337 pp.
- Cadier E. e Freitas B.J. de. 1983. Bacia representativa de Sumé. Instalação e primeiros resultados. Recife. SUDENE-DRN, série Hidrologia, 16.
- Cadier E. (ed.). 2005. Açudes. Manual do pequeno açude e outros documentos técnicos. DWD IRD-ANA (Agência Nacional de Águas brasileira), São Paulo.
- Carvalho O de. 1997. Sustentação da agricultura irrigada. In: *Proceedings of 35th Congress of Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural*, Natal, pp. 215-252.
- Condese/Itpsi. 1974. Levantamento dos Recursos Hídricos de superfície do Estado de Sergipe, vol. 1. Aracajú (SE), Sergipe (Brasil).
- Cruz W.B. da. 1967. Alguns aspectos da circulação e salinização de água subterrânea em rochas cristalinas do Nordeste do Brasil. SUDENE, Recife, serie Hidrologia, 8, 40 pp.

- Cruz W.B. da. 1973. Qualidade das águas subterrâneas. Variação de concentração total de sais; Mapa a 1: 5 000 000. In: *Atlas dos recursos naturais*, SUDENE-DRN, Recife (Brasil).
- Cruz W.B. da e Melo F. de A.F. 1974. Estudo geoquímico preliminar das águas subterrâneas do Nordeste do Brasil. Recife-PE, SUDENE-DRN, série Hidrologia 19, 125 pp.
- EMBRAPA. 2001. *Zoneamento agroecológico de Pernambuco*. EMBRAPA Solos, Recife, CDD, documento 35.
- EMBRAPA. 2006. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 306 pp.
- IBGE 2003. *Hidroquímica dos mananciais superficiais. Região Nordeste*. Mapa 1/2.500.000. Rio de Janeiro.
- Kegel W. 1955. *Águas subterrâneas no Piauí*. Bol. DNPM/DGM, 156, 50 p. Rio de Janeiro.
- Laraque A. 1989. Estudo e previsão da qualidade química da água dos açudes do Nordeste semi-árido brasileiro. Recife, SUDENE, Série Hidrologia, 26, 95 pp.
- Laraque A. 1991. *Comportements hydrochimiques des açudes du Nordeste brésilien semi-aride*. Thèse de doctorat, Université de Montpellier, França, 394 pp.
- Leal A.S. 1968. Considerações sobre circulação de água em rochas cristalinas e salinização em região semi-árida. Recife, SUDENE (Brasil).
- Leprun J.-C. 1983a. *Primeira avaliação da qualidade das águas superficiais do Nordeste*. In: relatório de fim de convênio de manejo e conservação do solo do Nordeste brasileiro, Recife, Convênio SUDENE-ORSTOM, SUDENE-DRN, 1983, pp. 91-141.
- Leprun J.-C. 1983b. *Dinâmica e qualidade das águas superficiais do Nordeste: principais resultados obtidos*. In: Relatório de fim convênio de manejo e conservação do solo do Nordeste brasileiro, Recife, Convênio SUDENE-ORSTOM, SUDENE-DRN, pp. 74-85.
- Leprun J.-C. 1988. *Manejo e conservação de solos do Nordeste brasileiro*. Relatório final. Convênio SUDENE/ORSTOM, SUDENE/DPG/PRN/HME. Recife, Brasil, pp. 88-144.
- Leprun J.-C. 1993. *Influência da vegetação no escoamento de água em diferentes escalas nas condições brasileiras*. Anais do I Simpósio Brasileiro de pesquisa Florestal, Sociedade de Investigações Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Belo Horizonte, pp. 280-299.
- Leprun J.-C. 1997. Comparative ecology of two semi-arid regions: the Brazilian Sertão and the African Sahel. In: *Soils and Sediments. Mineralogy and Geochemistry*. H. Paquet & N. Clauer (eds). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 157-175.
- Leprun J.-C., de Assunção M.S. e Cadier E. 1983. Avaliação dos recursos hídricos das pequenas bacias do Nordeste semi-árido: Características físico-químicas. SUDENE, série Hidrologia, n° 1.
- Leprun J.C. e Silveira, C.O da. 1992. Analogies et particularités des sols et des eaux de deux régions semi-arides, le Sahel de l'Afrique de l'Ouest et le Nord-Est du Brésil. In: *L'aridité: une contrainte au développement. Caractérisation-réponses*

- biologiques-stratégies des sociétés*. Coll. Didactiques ORSTOM, Paris, pp. 131-151.
- Medeiros de J.F. 1992. *Qualidade das águas de irrigação nas propriedades assistidas pelo subprograma GAT/PDCT-NE nos estados do RN, PB e CE e evolução da salinidade nas áreas irrigadas*. Tese de mestrado, Campina Grande, Universidade Federal da Paraíba, 179 p.
- Mendonça L.A.R.; Pereira L. e Santiago M.M.F., Frischkorn H.; de Auraujo J.C.; Mendes Filho J. e Lima J.O. G de. 2002. *Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na Bacia das Gameleira-Aiuaba no cristalino cearense. XII congresso brasileiro de águas subterrâneas*, Anais, Florianópolis (SC).
- Molinier M. 1985. Um minissimulador de chuva ou infiltrômetro de aspersão. *VI Simpósio brasileiro de Hidrologia e recursos hídricos*. Salvador (Ba), (3): 405-418.
- Molinier M., Audry P., Desconnets J-C. e Leprun J-C. 1989. Dinâmica da água e das matérias num ecossistema representativo do Nordeste brasileiro. Condições de extrapolação espacial à escala regional. Ação Temática Programada (ATP-PIREN do CNRS, França) *Influência à escala regional das coberturas pedológicas e vegetais nos balanços hídricos e minerais dos solos*. Relatório final, Recife, 1989, 26 pp.
- Molle F. 1989. Perdas por evaporação e infiltração em pequenos açudes. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT. HME Serie Hidrologia 25, 172 p.
- Molle F. 1991. *Caractéristiques et potentialités des açudes du Nordeste brésilien*. Thèse de Doctorat, Montpellier, França, 381 pp.
- Molle F. e Cadier E. 1992. *Manuel do pequeno açude: construir, conservar e aproveitar pequenos açudes*. SUDENE/ORSTOM/TAPI, Recife, 523 pp.
- Pereira L., Santiago M.M.F., Frischkorn H.; Auraujo J.C. de; Lima J.O. G de. 2006. A salinidade das águas superficiais e subterrâneas na Bacia da Gameleira, Município de Aiuba/CE. *Águas Subterrâneas (São Paulo)*, 20: 9-18.
- Queiroz G.H. de, Frischkorn H. e Santiago M.M.F. 2001. Variação da qualidade da água de açudes e poços no município de Tauá-CE no período de junho de 1999 a junho de 2000. In: *XIV Simpósio Brasileiro de Recursos hídricos*. Anais. Aracaju (SE), Brasil.
- Quirk J.P. e Schofield R.K. 1955. The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *Journal of Soil Science* 13: 60-70.
- Piogger R. 1964. *Hydrologie et géométrie comparées des réservoirs et politique de l'eau du Nord-Est du Brésil*. SUDENE-FAO, Recife, 140 pp.
- Rebouças A da C. 1965. Algumas considerações sobre a hidrogeologia dos terrenos cristalinos do Nordeste. *SUDENE B. Rec. Nat.*, V.3, n°1/4, pp. 109-122, Recife, Brasil.
- Rebouças A. da C. e Marinho M.E. 1972. *Hidrologia das secas do Nordeste do Brasil*. Recife-PE, SUDENE-DRN, série Hidrologia, 40, 1972, 12 pp.
- Rebouças, A da C. 1973. *Le problème de l'eau dans la zone semi-aride du Brésil*. Thèse Université Louis Pasteur, Strasbourg, 289 pp.
- Rengasami P., Greene R.S.B., Ford G.W. e Mehanni A.H. 1984. Identification of dispersive behaviour and the management of red-brown earths. *Australian Journal of Soil Research* 22: 413-31.

- Santiago M.M.F., Salati E. e Matsui E. 1975. Fracionamento isotópico da água (O^{18}/O^{16}) do açude Santo Antônio de Russas durante a evaporação. *Rev. Brás. Geoc. São Paulo*, 5: 105-112.
- Santiago M.M.F. 1984. *Mecanismos de salinização em regiões semi-áridas. Estudo dos açudes Pereira de Miranda e Caxitoré no Ceará*. Tese (Doutorado) USP, São Paulo (Brasil).
- Silva Junior L.V.A. 1993. *Método empírico para avaliação da qualidade da água de irrigação*. Tese de Mestrado, Campina Grande, Universidade Federal da Paraíba, 103 pp.
- Silva S.B.R., Riché G., Tonneau J.P., de Souza Neto N.C., da Silva .H.B., da Silva A.B., da Silva J.C. de A. 1993; Zoneamento agroecológico do Nordeste: Caracterização dos recursos naturais e socioeconômicos das unidades geoambientais. EMBRAPA-CPATSA, Petrolina, PE / EMBRAPA-SNLCS, Recife, V. 1.
- Silva F.B.R., dos Santos J.C.P., da Silva A.B. Cavalcanti A.C., da Silva F.H.B.B., Burgos N., da Boa Viagem R.P., de Oliveira Neto M.B., de Sousa Neto N.C., Araújo Filho J.C., Lopes O.F., da Luz L.R. Q.P., Leite A.P., Sousa L.G.M.C., da Silva C.P., Varejão Silva M.A. e Barros A.H.C. 2001. Zoneamento Agroecológico do estado de Pernambuco. Embrapa Solos, UEP Recife (Recife-PE). Governo do estado de Pernambuco (Secretaria de Produção Rural e Reforma Agrária). Série CDD (21.Ed) 630.2516. Embrapa Solos. Documentos n. 35.
- Stabler H. 1911. The industrial application of water analyses. *US Geological Survey Water Supply*, Paper, n° 274: 165-181.
- Tase N. e Ichikawa M. 1981. Quality and salinization of surface water in Northeast Brazil. *Latin American Studies* (2):15-34.
- US Salinity Laboratory Staff. 1954. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*, US Department of Agriculture, Handbook n°60, Washington DF.
- Wackermann, J-M. 1989. Propriétés électroniques des solutions aqueuses. Application aux phénomènes de dissolution. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 309 (2): 1301-1307.

PRESENCIA DE METALES PESADOS EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS. BIOSORCIÓN COMO TÉCNICA PARA SU ELIMINACIÓN

M^a Ángeles Martín Lara¹; Gabriel Blázquez García¹; Iván Leandro Rodríguez Rico²; Mónica Calero de Hoces¹

¹Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada (España). <marianml@ugr.es>, <gblazque@ugr.es>, <mcalero@ugr.es>

²Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas (Cuba). <ivanl@uclv.edu.cu>

Resumen: Los metales pesados son un grupo de elementos químicos que presentan cierta toxicidad y que, a diferencia de otros contaminantes, resultan ser no biodegradables. Su bioacumulación en organismos vivos provoca trastornos, llegando a ocasionar, en algunos casos, la muerte. Debido a su presencia en las aguas residuales de la mayoría de industrias la eliminación y/o disminución de su concentración en el agua resulta de vital importancia. El presente estudio se centra en varios de los metales pesados tóxicos más importantes (cadmio, cobre, cromo y plomo). Los métodos tradicionales empleados para disminuir la concentración de estos metales son la precipitación química, el intercambio iónico, la adsorción y procesos basados en tecnología de membrana. Dichos métodos, al presentar en general altos costes de compra y regeneración, obligan al desarrollo de nuevas tecnologías de separación. En este sentido la biosorción, basada en la capacidad de retención de iones metálicos mediante el uso de materiales de origen biológico, se presenta como una alternativa eficiente y de bajo coste, ya que emplea residuos vegetales procedentes de procesos industriales y agrícolas. El objetivo de este trabajo es dar una visión general sobre la problemática de la presencia de metales pesados en ecosistemas acuáticos, las distintas tecnologías utilizadas para la eliminación de los mismos, así como la realización de un estudio comparativo de los resultados obtenidos en trabajos publicados por diferentes investigadores sobre la reutilización de residuos vegetales como biosorbentes de metales pesados.

Palabras clave: Descontaminación, medios acuosos, residuos vegetales.

Presence of heavy metals in aquatic ecosystems. Biosorption as a technique for their disposal

Abstract: Heavy metals are a group of chemicals that have certain toxicity and that, unlike other pollutants, are found to be non-biodegradable. Bioaccumulation in living organisms leads to disturbances, leading to rise, in some cases, death. Because of their presence in wastewater of most industries, disposal and/or decreasing the concentration in water are of vital importance. This study will focus on several of the most important toxic heavy metals, cadmium, copper, chromium and lead. The traditional methods used to decrease the concentration of these metals are chemical

precipitation, ion exchange, adsorption and processes based on membrane technology. These methods, the present generally high cost of buying and regeneration, require the development of new separation technologies. In this sense, the biosorption, based on the retention capacity of metal ions by using bio-based materials, is presented as an efficient and low cost, as it uses vegetable waste from industrial and agricultural processes. The aim of this work is to give an overview of the problem of the presence of heavy metals in aquatic ecosystems, the different technologies used to eliminate them, as well as conducting a comparative study of the results published by different researchers on the reuse of vegetable waste as biosorbents of heavy metals.

Key words: Decontamination, aqueous media, vegetable waste.

LOS METALES PESADOS EN LOS SISTEMAS ACUÁTICOS

A lo largo de la historia la calidad del agua ha sido un factor determinante del bienestar humano. Las enfermedades propagadas por agua “potable” contaminada han diezmando a la población de ciudades enteras. Incluso actualmente el agua insalubre contaminada por fuentes naturales o humanas sigue causando grandes problemas a personas que se ven obligadas a usarla, tanto para beber como para su uso en agricultura. Por tanto, una de las mayores preocupaciones sobre la seguridad del agua es la presencia de contaminantes, siendo los compuestos o elementos químicos de origen diverso uno de los principales focos de contaminación (Manahan, 2007).

En todos los sistemas acuáticos se encuentran presentes un gran número de iones, la mayor parte de ellos provenientes de los diferentes materiales y estructuras geológicas presentes en la Tierra. Algunos de estos iones se encuentran en forma mayoritaria respecto a los demás elementos en todas las aguas continentales, mientras que otros se hallan a niveles de trazas (como es el caso de los metales pesados), siendo algunos de ellos necesarios para el desarrollo de los microorganismos, plantas y animales.

La contaminación en los medios acuáticos se produce bien por la presencia de compuestos o elementos que normalmente no estarían sin la acción del hombre, o por un aumento o descenso de la concentración normal de las sustancias ya existentes debido a la acción humana. Unos de los componentes químicos potencialmente más tóxicos son los metales pesados y, entre ellos, Sb, As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Se y Zn.

El aporte de estos metales al ciclo hidrológico procede de diversas fuentes, siendo una de ellas de origen litogénico o geoquímico a partir de los minerales que, por causas de erosión, lluvias, etc., son arrastrados al agua. No obstante, actualmente la mayor concentración es de origen antropogénico. La minería, los procesos industriales, los residuos domésticos, entre otros, son fuente importante de contaminación que aportan metales no sólo al agua, sino también al aire y al suelo.

Los metales tienen tres vías principales de entrada en el medio acuático:

a) Vía atmosférica: Se produce debido a la sedimentación de partículas emitidas a la atmósfera por procesos naturales o antropogénicos (principalmente combustión de combustibles fósiles y procesos de fundición de metales).

b) Vía terrestre: Producto de filtraciones de vertidos, de la escorrentía superficial de terrenos contaminados (minas, utilización de lodos como abono, lixiviación de residuos sólidos, precipitación atmosférica, etc.) y otras causas naturales.

c) Vía directa: La entrada de metales es consecuencia de los vertidos directos de aguas residuales industriales y urbanas a los cauces fluviales.

En general los metales pesados se introducen en los sistemas acuáticos continentales (ríos, lagos, embalses, etc.) como resultado de la acción de procesos naturales y antropogénicos, si bien a veces es difícil discernir entre ambas procedencias. En la Fig. 1 se muestra el ciclo biogeoquímico de los metales pesados en el medio ambiente.

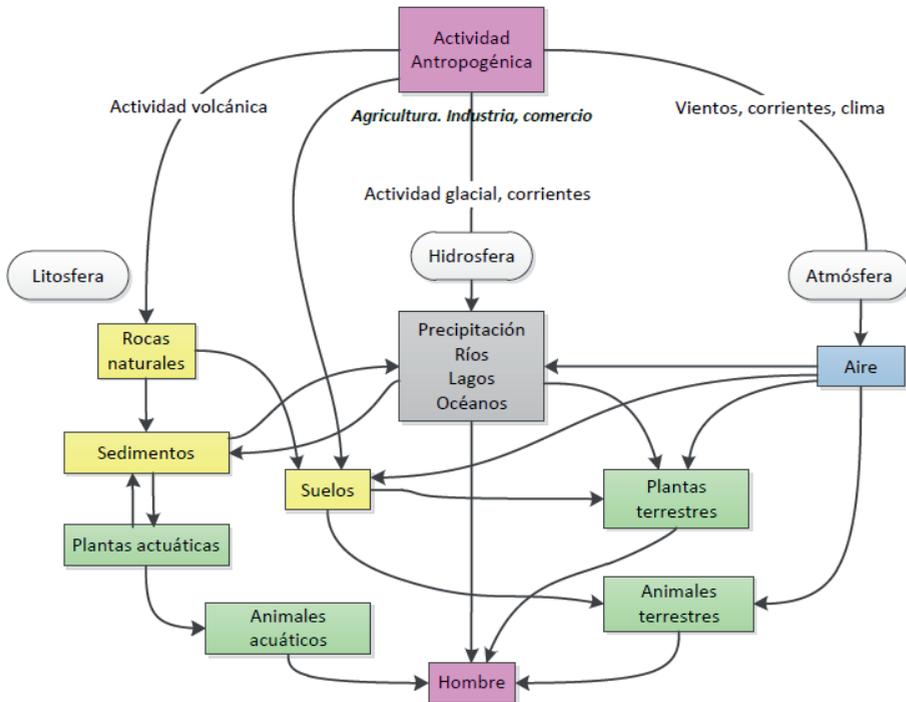


Figura 1. Ciclo biogeoquímico de los metales pesados (Fifield y Haines, 2000)

El caso particular de Iberoamérica

En la Región de América Latina y el Caribe el tema del agua es de especial importancia para el desarrollo. A pesar de contar con el 30 % de los recursos hídricos del mundo su distribución es muy irregular. Una gran parte de estos recursos se encuentran en la región de la Amazonia, Perú, Colombia y Brasil que tienen una baja densidad poblacional, mientras que en zonas áridas y semiáridas (como el centro y norte de México, donde vive una gran parte de la población), sufren de una escasez constante de agua tanto en términos cualitativos como cuantitativos. Tres regiones hidrográficas (la cuenca del golfo de México, la del Atlántico Sur y la del río de La Plata), albergan al 40 % de la población y contienen sólo el 10 % del agua (UNEP, 2003).

Por otra parte a esta irregular distribución de los recursos hídricos hay que unir diferentes problemas como la deforestación, la expansión urbana y el deterioro de la calidad del agua. Además, una gran parte de la población carece de abastecimiento de agua y servicio de saneamiento y, en muchos casos, obtienen el agua de fuentes naturales primarias, que, frecuentemente, está contaminada (UNEP, 2003).

En los grandes centros urbanos el problema del agua está mucho más relacionado con la contaminación que con la escasez. En este sentido el vertido de aguas residuales no tratadas, el uso excesivo de fertilizantes y plaguicidas y la contaminación industrial (particularmente la provocada por las industrias minera y energética), son algunas de las fuentes de contaminación del agua. En este último caso es de particular importancia la producción de aguas ácidas que disuelven y transportan contaminantes y metales como plomo, arsénico, cadmio o zinc, que constituyen una importante amenaza para la salud humana y el medio ambiente. Así mismo la pequeña minería incluye explotaciones principalmente de zinc, plomo, plata, estaño, antimonio y oro, que se caracteriza por la precariedad tecnológica de sus procesos y por la ausencia total de medidas para prevenir, mitigar y controlar el impacto ambiental; así, los talleres de refinación de oro y plata están ubicados, en su mayoría, dentro del casco urbano de las ciudades; los procesos que llevan a cabo son realizados de forma artesanal y los efluentes no reciben ningún tratamiento previo antes de ser vertidos directamente a la red de alcantarillado público.

La disposición de la mayoría de las aguas residuales municipales en los ríos, lagos y mares representa un grave daño a los ecosistemas acuáticos y, además, un significativo impacto sobre la salud pública; la enorme carencia de instalaciones mínimas para la disposición de aguas negras contribuye de manera significativa a la degradación de los sistemas acuáticos subterráneos, de ríos y de ambientes costeros, sobre los que se vierten todo tipo de desechos. Así en México, por ejemplo, se reconoce que el 95 % de los ríos de este país tienen algún grado de contaminación; en Brasil contaminantes como combustibles líquidos, disolventes aromáticos, metales pesados, disolventes halogenados, *etc.*, están presentes en los acuíferos. Particularmente el ión nitrato es uno de los contaminantes más frecuentes teniendo su origen en

el uso incontrolado de fertilizantes nitrogenados en la agricultura (Hirata *et al.*, 2006).

La protección y adecuada gestión de los recursos hídricos y el saneamiento han sido consecuentemente incluidos como de alta prioridad en la Iniciativa Latinoamericana y Caribeña para el Desarrollo Sostenible (I.L.A.C.), siendo uno de los temas transversales más importantes por su incidencia en el combate de la pobreza, la protección ambiental, la salud y el crecimiento económico (U.N.E.P., 2003).

MÉTODOS CONVENCIONALES PARA LA ELIMINACIÓN DE METALES PESADOS EN MEDIOS ACUOSOS

El tratamiento de efluentes contaminados es un proceso, a veces, más complicado que cualquier otro proceso de fabricación o manufactura de productos debido a que las aguas a tratar pueden tener una composición muy variable en cuanto a componentes orgánicos o inorgánicos, acidez o basicidades extremas, presencia de sustancias volátiles, *etc.* Por tanto, son pocos los procesos que permiten la descontaminación de efluentes cumpliendo a la vez requisitos como pueden ser los costes económicos, flexibilidad (en cuanto a la cantidad tanto de efluente a tratar como a la carga contaminante de éste), continuidad del sistema, mínima supervisión y mantenimiento, y suficiente selectividad en cuanto a la descontaminación de los metales considerados (Vílchez, 2005).

Con el fin de eliminar los metales pesados del agua se han empleado diferentes tecnologías, tales como la coagulación-floculación, precipitación química, intercambio iónico, adsorción, ósmosis inversa, electrodiálisis, *etc.* (Pagnanelli *et al.*, 2000; Kurniawan *et al.*, 2006; Zhang y Banks, 2006). En general, estas tecnologías son inadecuadas para la eliminación de metales pesados de efluentes industriales pues crean problemas secundarios como lodos extremadamente difíciles de tratar, costes prohibitivos o no son suficientemente efectivas (Gavrilescu, 2004; Min *et al.*, 2004; Lodeiro *et al.*, 2006). No obstante, para disoluciones con altas concentraciones de metales pesados (cientos o miles de mg L^{-1}) pueden emplearse algunas de las tecnologías citadas.

A continuación se realiza una breve descripción de las tecnologías que han alcanzado mayor desarrollo:

Precipitación química

La precipitación química quizás sea la tecnología más empleada. Consiste en la eliminación del ión metálico indeseable disuelto por adición de un reactivo que forme un compuesto insoluble con el mismo. Normalmente las especies metálicas en disolución precipitan al aumentar el pH. El proceso tiene lugar al desolubilizarse el metal y formarse el precipitado.

La capacidad de eliminación de los metales por precipitación química depende de dos factores (Landford, 1990):

- La solubilidad de la especie más soluble del metal que puede formarse, la cual es función del producto de solubilidad, pH del medio y concentración de la especie precipitante.
- La separación del sólido de la disolución acuosa.

Estos factores hacen que la precipitación sea poco efectiva cuando el metal se encuentra en concentraciones muy bajas, ya que se necesita un exceso de agente precipitante para llegar a formar un precipitado y, en muchos casos, la partícula sólida formada no tiene estabilidad suficiente para separarse de la disolución. Para superar estas dificultades suele usarse un tratamiento de coprecipitación, que consiste en añadir hidróxido de hierro o de aluminio conjuntamente con el agente precipitante con el fin de que actúen como coagulante (o bien que adsorban los metales que no han precipitado).

La precipitación química, por ejemplo, es el método más común para la eliminación de Pb de efluentes industriales a los que se añade sosa cáustica (NaOH) o cal (CaO) para obtener un pH alcalino y el Pb precipite en forma de hidróxido (Matlock *et al.*, 2001). Pero este método de precipitación como hidróxido no es efectivo cuando en el efluente hay materia orgánica, pues los compuestos orgánicos de Pb no precipitan.

Intercambio iónico

El intercambio iónico se trata de un mecanismo de interacción electrostática, debido a las fuerzas de atracción de Coulomb: Un ión de una disolución se intercambia por otro ión de igual signo que se encuentra unido a una partícula sólida inmóvil (Vigneswaran *et al.*, 2004). La resina es capaz de retener selectivamente sobre su superficie los iones disueltos en el agua, los mantiene temporalmente unidos a ella y los cede frente a una disolución con un fuerte regenerante. Normalmente se trata de un proceso rápido y reversible, y depende en gran medida de la fuerza iónica del agua.

Las resinas de intercambio iónico han encontrado un hueco en el actual mercado de tratamiento de aguas residuales al eliminar muy efectivamente los metales pesados en disolución. Sin embargo, además de su elevado coste de instalación (que puede llegar a ser prohibitivo para las plantas de menor tamaño), las resinas son vulnerables a la oxidación por agentes químicos y son afectadas por la presencia de cationes Mg^{2+} y Ca^{2+} , además de ser susceptibles a la alteración de su funcionamiento por la presencia de precipitados y de compuestos orgánicos (Atkinson *et al.*, 1998).

Para la eliminación de metales pesados se han usado diferentes tipos de cambiadores de ión; así, se ha comprobado la eficacia de clinoptilolita para la recuperación de Cd y Pb (Maliou *et al.*, 1992). También puede eliminarse

Zn y Cd usando amberlita IR 120, así como otros cationes específicos de metales pesados mediante el empleo de zeolitas (Sengupta y Paul, 1985; Kurniawan y Babel, 2003; Kurniawan *et al.*, 2006).

Adsorción

La adsorción es un proceso de separación mediante el cual ciertos componentes de una fase fluida (líquida o gaseosa) son transferidos hacia un sustrato sólido, quedando física o fisicoquímicamente enlazados en la superficie del adsorbente (Kurniawan y Babel, 2003). Es un método efectivo incluso cuando la concentración de iones metálicos en la fase fluida es baja. Sin embargo, la viabilidad económica de este proceso depende de la existencia de un medio eficaz de regeneración del sólido una vez agotada su capacidad de adsorción (Quintelas y Tavares, 2001).

El adsorbente se caracteriza por su alta porosidad (con poros de tamaño extremadamente pequeño que dan lugar a que la superficie interna del adsorbente sea mucho mayor que la externa). Diferencias en el peso molecular o polaridad hacen que unas moléculas sean retenidas más fuertemente que otras, lo que hace que el proceso de adsorción sea selectivo (Treybal, 1980; Martínez y Rus, 2004).

El sólido adsorbente universalmente utilizado en el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados es el carbón activo. El carbón activo por su superficie no polar y su coste moderado es el adsorbente elegido para eliminar una amplia gama de contaminantes; sin embargo, como no es selectivo puede adsorber también componentes inocuos que se encuentren en proporciones más elevadas que otros contaminantes más peligrosos como los metales pesados (Al-Asheh, 1997); por este motivo recientemente se están desarrollando diversos materiales sólidos que mejoran, en ciertas aplicaciones, las propiedades del carbón activo.

Tecnología de membranas

Las membranas son barreras físicas semipermeables que separan dos fases, impidiendo su íntimo contacto y restringiendo el movimiento de las moléculas a través de ella de forma selectiva. Este hecho permite la separación de las sustancias contaminantes del agua, generando un efluente acuoso depurado (Benett, 2005; Bódalo *et al.*, 2005).

La aplicación de la tecnología de membranas para el tratamiento de contaminantes tiene una mayor complejidad. Además del elevado coste de estas instalaciones las membranas no son capaces de resistir cierto tipo de agentes químicos o ciertos valores de pH, siendo especialmente deteriorables por la presencia de microorganismos (Glater *et al.*, 1994; Choi *et al.*, 2005). Así mismo la compactación, el escalado para diferentes caudales de tratamiento, la baja tasa de vida de operación y su aplicación únicamente a

caudales de alimentación con bajas concentraciones de metales son algunos de los problemas con los que se encuentran estas instalaciones. También, el consumo de energía se incrementa con el aumento de las concentraciones de metales y se requiere de una mano de obra que, además de costosa, debe ser muy cualificada para el funcionamiento de este tipo de plantas (Volesky y Holan, 1995).

Procesos electroquímicos

Están basados en la utilización de técnicas electroquímicas haciendo pasar una corriente eléctrica a través del agua (que necesariamente ha de contener un electrolito) y provocando reacciones de oxidación-reducción tanto en el cátodo como en el ánodo. Por tanto, se utiliza energía eléctrica como vector de descontaminación ambiental, siendo su coste una de las principales desventajas de este proceso. Sin embargo, como ventajas cabe destacar la versatilidad de los equipos, la ausencia tanto de la utilización de reactivos como de la presencia de fangos y la selectividad (pues controlar el potencial de electrodo permite seleccionar la reacción electroquímica dominante deseada; Baker, 2004; Chen, 2004; Sonune y Ghate, 2004).

Es conocido el uso de la electrodiálisis para la desalinización de agua de mar con el objetivo de obtener agua apta para el consumo humano, así como la concentración del agua de mar para producir sal. No obstante, se han utilizado nuevas aplicaciones en diferentes industrias. Así, en los años 90 surgieron diversos estudios en los que se aplican procesos electroquímicos para la recuperación de metales pesados (Acar y Alshawabkeh, 1993; Ottosen, 1995; Ribeiro, 1998).

Las consecuencias de las reacciones que se producen pueden ser indirectas (como en el caso de la electrocoagulación, electroflotación o electrofloculación, donde los productos formados por electrolisis sustituyen a los reactivos químicos), y supone una alternativa con futuro a la clásica adición de reactivos (Chen *et al.*, 2002; Chen, 2004; Khemis *et al.*, 2005).

El reactor electroquímico utilizado suele ser de tipo filtro-prensa semejante a las pilas de combustible. Este sistema permite un crecimiento modular del área. Básicamente cada módulo se compone de un elemento catódico de bajo sobrevoltaje en hidrógeno (Pt, Au, acero inoxidable, Ni, *etc.*) y un elemento anódico que utiliza como base óxidos de metales nobles.

Esta tecnología presenta el inconveniente de que la presencia de otros metales contaminantes puede interferir, simultánea o preferencialmente, en la deposición sobre los electrodos y se requeriría un tratamiento posterior. El método es ampliamente usado para la recuperación de metales de suelos, como es el caso de la separación del Cd de la kaolinita (Al-Asheh, 1997).

Extracciones orgánicas

Las extracciones orgánicas (o recuperación con disolventes) son técnicas de separación bien establecidas y de amplio uso en la eliminación de metales contaminantes de efluentes industriales. Esta técnica se emplea fundamentalmente en procesos industriales a gran escala, donde las concentraciones de contaminantes son elevadas. Además la recuperación con disolventes tiene importante aplicación comercial, sobre todo en aquellos casos en los que se requiere una separación selectiva de iones metálicos (Landford, 1990; Hidalgo, 2004).

Por otra parte los disolventes que se usan en las extracciones orgánicas son cada vez más selectivos, lo que permite separar moléculas específicas de la fase acuosa. Sin embargo, la tecnología de extracción orgánica requiere el empleo de grandes cantidades de agentes orgánicos extractores, lo que incrementa de manera considerable los costes económicos. Así mismo, cuando las concentraciones de metales se encuentran por debajo de 5 g L^{-1} , la técnica no resulta económicamente viable.

LA BIOSORCIÓN COMO TÉCNICA ALTERNATIVA PARA LA ELIMINACIÓN DE METALES PESADOS EN MEDIOS ACUOSOS

El término “biosorción” se utiliza para describir el fenómeno de captación pasiva de iones metálicos basado en la propiedad que ciertos tipos de biomazas inactivas o muertas poseen para enlazar y acumular este tipo de contaminantes por diferentes mecanismos (Vegliò y Beolchini, 1997; Zouboulis *et al.*, 1999; Volesky, 2001; Davis *et al.*, 2003; Gavrilescu, 2004; Baytak y Türker, 2005; Zhang y Banks, 2006).

El proceso de biosorción involucra una fase sólida (sorbente) y una fase líquida (solvente, que es normalmente el agua) que contiene las especies disueltas que van a ser sorbidas (sorbato, iones metálicos). Debido a la gran afinidad del sorbente por las especies del sorbato este último es atraído hacia el sólido y enlazado por diferentes mecanismos. Este proceso continúa hasta que se establece un equilibrio entre el sorbato disuelto y el sorbato enlazado al sólido. La afinidad del sorbente por el sorbato determina su distribución entre las fases sólida y líquida. La Fig. 2 esquematiza el proceso descrito.

Los mecanismos de biosorción son variados y dependen en cada caso del metal y del material sorbente. En muchas ocasiones es difícil explicar el/los mecanismos que tienen lugar en un proceso de biosorción determinado (Ho *et al.*, 2001). Generalmente se considera que en la biosorción de metales pesados pueden aparecer simultáneamente más de un mecanismo, siendo en algunos casos muy difícil de explicar el o los mecanismos que tienen lugar en el proceso de biosorción considerado (Ho *et al.*, 2001).

Los principales mecanismos que pueden estar involucrados en el proceso de biosorción son:

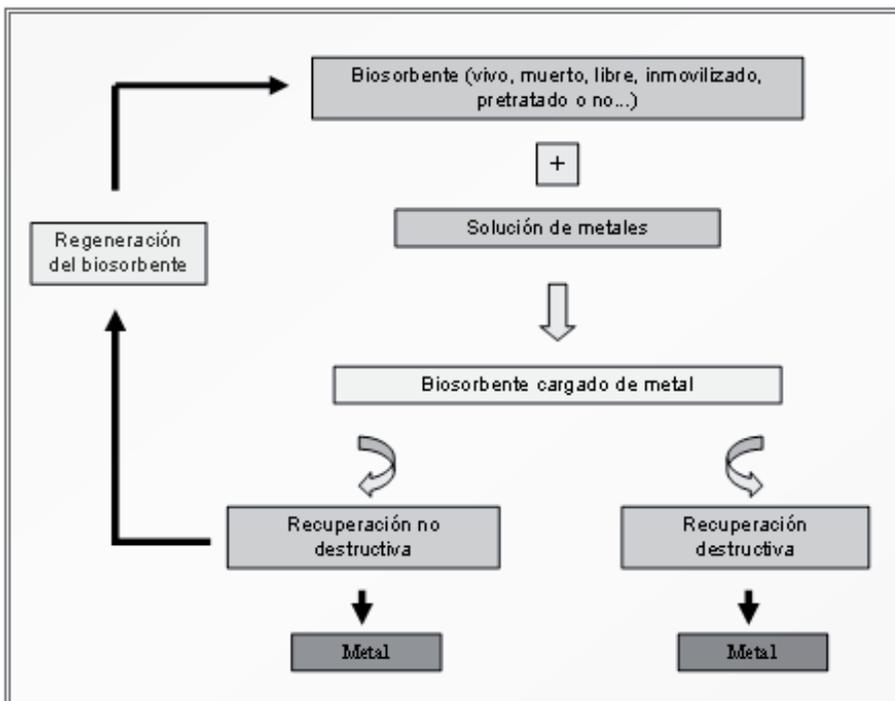


Figura 2. Descripción del proceso de biosorción.

a) Adsorción física

En esta categoría se incluyen los fenómenos asociados con la presencia de fuerzas de Van der Waals, por lo que las fuerzas de atracción de los metales a la superficie del sólido son relativamente débiles. Como ejemplo se conoce que la biosorción de U, Cd, Cu, Zn y Co en biomasa muerta de determinadas algas, hongos y levaduras podría llevarse a cabo a través de las interacciones electrostáticas entre el metal y la superficie celular (Kuyucak y Volesky 1988). También se han demostrado que las interacciones electrostáticas son las responsables de la biosorción de Cu mediante la bacteria *Zoogloea ramigera* y el alga *Chlorella vulgaris* (Aksu *et al.* 1992) y de la extracción de cromo con los hongos *Canoderma lucidum* y *Aspergillus niger* (Venkobachar, 1990). Así mismo, Marshall *et al.* (1993) estudiaron la retirada de metales pesados por cáscara de arroz, indicando que las proteínas y hemicelulosa de las cáscaras del arroz poseen grupos negativamente cargados a pH levemente ácido (5,8-6,0). Estos grupos se consideran muy aptos para atraer los iones del metal a través de interacciones electrostáticas.

b) Intercambio iónico

Las paredes celulares de la biomasa, en general, se componen de polisacáridos como estructura básica de construcción. Las propiedades para el intercambio iónico de los polisacáridos naturales han sido estudiadas con detalle y se ha establecido fielmente la propiedad de que los iones metálicos divalentes se intercambian con ciertos iones (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}) de los polisacáridos. Estudios previos proponen el intercambio iónico como el principal mecanismo en la biosorción de Cu^{2+} , Cd^{2+} y Ni^{2+} con corteza de pino (Al-Asheh y Duvnjak, 1998). También se ha confirmado que este mecanismo es predominante en la biosorción de metales pesados por algas (Davis *et al.*, 2003). Así mismo Fiol *et al.* (2006) determinaron que el mecanismo predominante en la biosorción de Ni por hueso de aceituna es el intercambio iónico. También determinados hongos, el quitosano y la quitina del esqueleto de los crustáceos pueden actuar como intercambiadores iónicos (Niu y Volesky, 2001; 2003a; 2003b; 2006).

c) Complejación

La retirada de metales de una disolución puede tener lugar a través de un mecanismo de formación de complejos en la pared celular después de haberse llevado a cabo la interacción entre el metal y los centros activos. El metal se puede unir a estos centros a través de ligaduras simples o a través de quelación. Existen ejemplos como la biosorción de U en el hongo *Rhizopus*, Cu en *Pseudomonas syringae* o de Cr^{3+} en la microalga *Chlorella miniata*, en los que el mecanismo de complejación es el principal mecanismo responsable de la acumulación de estos metales en la superficie celular (Treen-Sears *et al.*, 1984; Hall *et al.*, 2001; Han *et al.*, 2006). También Zhou *et al.* (2005) estudiaron los mecanismos de biosorción de Pb^{2+} en celulosa/quitina a pH 5,0 y concluyeron que el mecanismo predominante era el de complejación. Otro ejemplo de mecanismo por reacción química es el estudio realizado por Chojnacka *et al.* (2005) para eliminación de Cr^{3+} , Cd^{2+} y Cu^{2+} mediante *Spirulina* sp.

d) Microprecipitación

La microprecipitación de metales pesados tiene lugar cuando la solubilidad del metal alcanza su límite. Esto puede ocurrir debido a las condiciones locales (superficialmente o en el interior del biosorbente) que se originan gracias a desviaciones locales de determinados parámetros como el pH (Volesky, 2003). Pero la microprecipitación se puede producirse también por una interacción entre el metal y la superficie celular a través de la formación de un complejo, seguida de su hidrolización y la precipitación del metal en forma de una especie hidrolizada en la pared celular (Vegliò y Beolchini, 1997). Deng y Ting (2005) estudiaron la biosorción de Cr^{6+} en *Penicillium*

chrysoygenum y comprobaron que el proceso de biosorción implicaba varios mecanismos simultáneos, entre ellos la microprecipitación, la complejación y la interacción electrostática.

A pesar de los muchos intentos para describir el enlace de los metales en los diversos biosorbentes el mecanismo de la biosorción no está todavía bien caracterizado.

MATERIALES BIOSORBENTES

Actualmente son conocidos una gran cantidad de biosorbentes que resultan efectivos para la separación de los metales pesados, si bien algunos de ellos resultan más útiles para ciertas aplicaciones específicas. Vieira y Volesky (2000) señalaron que el origen de los biosorbentes puede ser alguno de los siguientes:

- Residuos procedentes de diversas actividades industriales (por lo que su precio es muy bajo o nulo).
- Organismos fácilmente disponibles y que se encuentren en grandes cantidades en la naturaleza.
- Organismos especialmente cultivados para su uso en biosorción con una capacidad de reproducción muy elevada.

Así mismo, en lo que a rendimiento y eficacia de biosorción se refiere, una elevada capacidad de eliminación de contaminantes contribuye a un menor coste de explotación de las instalaciones. De esta forma tiene una influencia directa la cantidad de biomasa requerida para el tratamiento, ya que determina la cantidad de residuo generado, además del coste y tipo de transporte requerido. Aún en el caso de que el biosorbente se obtenga sin gasto alguno el transporte del elevado volumen requerido puede elevar los costes del proceso a niveles prohibitivos. Por ello cuanto más cerca se encuentre la fuente de la materia prima biosorbente del punto de aplicación más factible es el proceso (Vegliò *et al.*, 2003).

Los costes de la preparación del biosorbente también deben ser considerados como parte de los de explotación. Muchas de las investigaciones que se llevan a cabo se han centrado en el uso de biosorbentes activados, que si bien mejora de forma importante en algunos casos la capacidad retención, supone un coste adicional que puede llegar a hacer no competitivo el proceso (Ruiz-Núñez, 2004). Finalmente, la regeneración y reutilización del biosorbente debe considerarse también como un factor importante en el estudio de la eficacia del proceso de tratamiento. Si el agente activo se puede regenerar a través de un ciclo de desorción sin la destrucción de las paredes celulares el proceso será aún más interesante desde el punto de vista económico. El inconveniente de los procesos de regeneración está en que el valor económico del metales recuperados suele ser casi insignificante.

Por otra parte, el uso de biosorbentes para la eliminación de metales pesados contaminantes, además de una reducción en los costes de las plantas de tratamiento convencionales, incluyen ventajas adicionales como la utilización de agentes biosorbentes renovables, por lo que su eliminación posterior no genera un elevado impacto en el medio ambiente.

Se han encontrado diferentes tipos de biosorbentes que son efectivos para concentrar y recuperar metales pesados. Entre ellos diversos residuos agrícolas como raíces de plantas de té (Chen *et al.*, 1996), residuos de manzana (Chong *et al.*, 1998), residuos del olivar (Gharaibeh *et al.*, 1998; Vegliò *et al.*, 2003), cáscaras de arroz (Khalid *et al.*, 1998; Montanher *et al.*, 2005), pulpa de azúcar de remolacha (Reddad *et al.*, 2002), fibra de enebro (Min *et al.*, 2004), residuos de los tallos de las uvas (Villaescusa *et al.*, 2004), además de numerosas especies de bacterias, hongos y algas (Volesky y Holan, 1995; Leusch *et al.*, 1996; Bailey *et al.*, 1999; Zouboulis *et al.*, 1999). Suh y Kim (2000) presentaron una interesante revisión que recoge una amplia variedad de biosorbentes potenciales de bajo coste y alta disponibilidad. Igualmente, Volesky y Holan (1995) y Volesky (2003) hicieron una completa revisión del tipo de biomasa de mayor uso en la eliminación de los metales contaminantes más frecuentes.

APLICACIÓN DE LA BIOSORCIÓN A LA ELIMINACIÓN DE METALES PESADOS PRESENTES EN MEDIOS ACUOSOS

Son numerosas las investigaciones que se han realizado sobre el empleo de la biosorción para la eliminación de metales pesados en medios acuosos. La mayoría de los ensayos se realizan a escala de laboratorio, utilizando sistemas en discontinuo. Analizan las principales variables de operación como son el pH, concentración de metal en la disolución, concentración de agente biosorbente empleada, tamaño de partícula y tiempo de contacto. También se ha prestado especial atención a la modelización del equilibrio y la cinética del proceso, para lo que existen en bibliografía diversos modelos matemáticos que permiten reproducir el equilibrio y la cinética de biosorción y obtener los correspondientes parámetros característicos. De todos estos parámetros el más característico que permite, en una fase inicial, discutir y comparar la viabilidad de diferentes sólidos para su uso como materiales biosorbentes es la capacidad de retención o biosorción, definida como mg de metal retenido/g de material biosorbente utilizado. Además, como se ha indicado anteriormente, en los últimos años ha crecido el interés por la utilización de diferentes residuos (especialmente de origen vegetal) como sólidos biosorbentes, dadas sus especiales características como disponibilidad, bajo o nulo coste y necesidad de dar uso a un material que, en algunos casos, origina problemas para su gestión económica y medioambiental.

A continuación se exponen algunos de los resultados obtenidos en los últimos años por diversos investigadores para la eliminación de varios metales pesados utilizando biomasa residual como sólidos biosorbentes.

Biosorción de cadmio

El Cd es un metal que existe de forma natural en la corteza terrestre en bajas concentraciones. Generalmente no se encuentra en estado nativo, sino como mineral combinado con otros elementos tales como el oxígeno (óxido de Cd), el cloro (cloruro de Cd) o el azufre (sulfato de Cd, sulfuro de Cd).

El Cd se utiliza mayoritariamente como revestimiento de aleaciones, en la producción de pigmentos, estabilizadores, en pinturas y plásticos (PVC), fertilizantes fosfatados, baterías recargables (Ni-Cd), revestimientos electro-líticos de metales, *etc.*

El Cd es persistente en el ambiente y si es absorbido por el organismo humano, puede provocar disfunción renal, enfermedades pulmonares (incluido el cáncer), osteoporosis, proteinuria, glucosuria, aminoaciduria, anemia, enfisema, complicaciones renales, *etc.*

Los valores encontrados por los investigadores para la capacidad máxima de biosorción de Cd son muy diversos dependiendo fundamentalmente del tipo de biosorbente empleado y de las condiciones de operación. La Tabla 1 muestra las capacidades de retención (q_m , mg de metal retenido g^{-1} de biosorbente) obtenidas recientemente por algunos investigadores en la recuperación de Cd mediante biosorción utilizando diferentes residuos como sólidos biosorbentes.

Tabla 1. Capacidades de biosorción de Cd de diferentes materiales biosorbentes

Material	q_m (mg Cg^{-1})	Referencia
Cáscara de coco	4,99	Ho y Ofomaja, 2006
Cáscara de pomelo	76,4	Schiewer y Patil, 2008
Corteza de eucalipto	14,5	Ghodbane <i>et al.</i> , 2008
Hueso de aceituna	6,97	Blázquez <i>et al.</i> , 2005
Lignina	25,4	Guo <i>et al.</i> , 2008
Lodo activo seco	84,3	Wang <i>et al.</i> , 2006
Madera de papaya	17,2	Asma <i>et al.</i> , 2005

Biosorción de cobre

El Cu forma parte de numerosas rocas y minerales, siendo la forma más frecuente formando sulfuros, calcopirita (CuFeS_2) y calcosina (Cu_2S), ya que tiene gran afinidad con el azufre.

El Cu se utiliza tanto con un gran nivel de pureza (cercano al 100 %) como aleado con otros elementos. El Cu puro se emplea principalmente en la fabricación de cables eléctricos. También se emplea en varios componentes de coches y camiones, principalmente los radiadores (gracias a su alta conductividad térmica y resistencia a la corrosión), frenos y cojinetes y motores eléctricos. El Cu y, sobre todo, el bronce, se utilizan también como elementos arquitectónicos y revestimientos en tejados, fachadas, puertas y ventanas.

Las sales de Cu producen irritación en la piel e, incluso, dermatitis; en los ojos provocan conjuntivitis y ulceración de la córnea. Así mismo, aunque se trata de un metal esencial para la vida, en dosis elevadas puede provocar anemia, irritación de estómago e intestino, y daños renales y hepáticos.

El Cu presente en medios acuosos puede ser eliminado mediante biosorción. En la Tabla 2 se muestran los valores obtenidos de capacidades de retención de Cu en algunos estudios realizados por diferentes investigadores en los últimos años utilizando residuos vegetales como biosorbentes.

Tabla 2. Capacidades de biosorción de Cu de diferentes materiales biosorbentes.

Material	q_m (mg Cu g ⁻¹)	Referencia
Cáscara de algodón	11,4	Ozsoy y Kumbur, 2006
Cáscara de arroz	1,85	Aydin <i>et al.</i> , 2008
Cáscara de castaña	12,6	Yao <i>et al.</i> , 2010
Cáscara de granada	1,32	El-Ashtoukhy <i>et al.</i> , 2008
Cáscara de trigo	7,39	Aydin <i>et al.</i> , 2008
Lignina	22,9	Guo <i>et al.</i> , 2008
Residuo de té	48,0	Amarasinghe y Williams, 2007
Residuos de zanahoria	32,7	Nasernejad <i>et al.</i> , 2005

Biosorción de cromo

El Cr es el vigésimo primer elemento más abundante en la corteza terrestre. Su concentración varía entre 80 y 200 mg Cr kg⁻¹. Aunque el Cr está presente en varios estados de oxidación de Cr²⁺ hasta Cr⁶⁻ la forma más común es la trivalente.

En la forma hexavalente el Cr⁶⁺ se utiliza en varios procesos industriales como la fabricación de colorantes, pinturas, explosivos, cerámica y papel, aluminio anodizado, decapado y galvanizado de metales, etc. El Cr³⁺ trivalente se utiliza, en cambio, en tintorerías, en el curtido de pieles, en la fabricación de vidrio, cerámica, fotografía, etc.

El Cr³⁺ es un elemento esencial para el ser humano aunque no se conocen con exactitud sus funciones. Sin embargo, en altas concentraciones puede resultar tóxico, especialmente para las plantas y hongos. En este último caso, la toxicidad parece estar relacionada con antagonismos específicos con la retención de Fe.

Los compuestos de Cr⁶⁺ son tóxicos para animales y humanos porque son muy oxidantes. Por ello, son potencialmente carcinógenos y mutagénicos, pudiendo ser mortales si se ingieren dosis de unos pocos gramos (Demirbas *et al.*, 2004; Park *et al.*, 2004).

En la Tabla 3 se muestran los valores de capacidad de biosorción encontrados por diversos investigadores para la para la eliminación de cromo (tanto en su forma Cr³⁺ como Cr⁶⁺) usando diferentes sólidos biosorbentes.

Tabla 3. Capacidades de biosorción de cromo de diferentes materiales biosorbentes

Material	q _m (mg Cr g ⁻¹)		Referencia
	Cr (III)	Cr (VI)	
Cactus		7,08	Dakiky <i>et al.</i> , 2002
Cáscara de almendra		10,6	
Corcho	6,30		Machado <i>et al.</i> , 2002
Corteza de pino	9,00		Brás <i>et al.</i> , 2004
Hueso de aceituna	7,03		Hernáinz <i>et al.</i> , 2008
		4,8	Calero <i>et al.</i> , 2008
Nenúfar	6,11	5,11	Elangovan <i>et al.</i> , 2008
Quitosano	30,0		Wan Ngah <i>et al.</i> , 2006
Residuo algal	11,8		Vilar <i>et al.</i> , 2007
<i>Rhizopus arrhizus</i>		23,9	Preetha y Viruthagiri, 2007

Biosorción de plomo

El Pb es considerado uno de los metales más dañinos y peligrosos para la salud humana. Es un metal ubicuo y no esencial; presenta números de valencia del orden de 4+ y 2+, formando compuestos, siendo los más comunes los del estado de oxidación 2+.

El Pb se encuentra de manera natural en la corteza terrestre en un promedio de 16 mg Pb kg⁻¹. Se encuentra en una gran cantidad de minerales, siendo el más común de estos minerales la galena (sulfuro de Pb, PbS) que se utiliza como fuente de obtención del Pb. Se encuentran también, en menor cantidad, en la anglosita (sulfato de Pb²⁺ II, PbSO₄) y la cerusita (carbonato de plomo, PbCO₃).

El Pb fue uno de los primeros metales extraídos por el hombre y su uso se remonta a por lo menos, hace 7000 años. Las principales fuentes industriales de Pb incluyen las plantas de fundición, de reciclaje de baterías y de pinturas para barcos y puentes.

La toxicología del Pb ha sido ampliamente estudiada (Volesky, 1990). El Pb inorgánico (Pb²⁺) es, en general, un veneno metabólico y un inhibidor de enzimas, mientras que el Pb orgánico, como tetraetilplomo (TEP) o tetrametilplomo (TMP) son más venenosos que el inorgánico. Como síntomas precoces en la toxicología del Pb se han descrito dolores de cabeza, óseos y abdominales, trastornos del sueño, impotencia, trastornos de conducta, *etc.*, mientras que como síntomas avanzados aparecen anemia, cólicos, náuseas, trastornos renales, delirio, daños al feto, hipertensión arterial, alteración nerviosa y cáncer. A continuación la Tabla 4 presenta las capacidades máximas de biosorción de Pb encontradas para diferentes materiales biosorbentes, por diversos investigadores.

REUTILIZACIÓN Y DESTINO DE LOS BIOSORBENTES AGOTADOS

Una vez efectuado el proceso de biosorción la regeneración y la reutilización del material biosorbente deben ser consideradas a la hora de estudiar la eficiencia y viabilidad del proceso. La mayoría de los autores estudian la posibilidad de realizar un tratamiento regenerador o recuperador mediante el empleo de técnicas como la dilución en ácidos o bases fuertes. Mediante estas técnicas se recupera el metal y se obtiene un biosorbente que puede volver a ser utilizado en un nuevo ciclo de biosorción con propiedades semejantes a su antecesor. Si el biosorbente puede ser regenerado a partir de un ciclo de desorción sin que sea dañada su estructura el proceso es mucho más interesante. Cabe destacar, sin embargo, que si el biosorbente se encuentra inmovilizado en un lecho la desorción es mucho más difícil con técnicas como la disolución en ácidos o bases fuertes.

Tabla 4. Capacidades de biosorción de Pb de diferentes materiales biosorbentes

Material	q_m (mg Pb ⁻¹)	Referencia
Alpeorujó	25,1	Blázquez <i>et al.</i> , 2010
Bagazo de caña de azúcar	6,37	Martín-Lara <i>et al.</i> , 2010
Cáscara de arroz	4,00	Khalid <i>et al.</i> , 1998
Cáscara de avellana	1,78	Cimino <i>et al.</i> , 2000
Cáscara de cacao	6,23	Meunier <i>et al.</i> , 2003
Fibra de coco	18,9	Conrad y Hansen, 2007
Hueso de aceituna	6,39	Blázquez <i>et al.</i> , 2010
Lignina	89,5	Guo <i>et al.</i> , 2008
Lodo activo seco	131,6	Wang <i>et al.</i> , 2006
Poda del olivo	33,4	Blázquez <i>et al.</i> , 2011
Residuo de té	65,0	Amarasinghe y Williams, 2007
Residuos de manzana	17,8	Lee <i>et al.</i> , 1998
Serrín	21,1	Li <i>et al.</i> , 2007
Turba	27,8	Ho, 2006

En lo que se refiere al biosorbente agotado las soluciones que más se plantean son el vertido controlado o la incineración, ya que muchos de los sólidos que se utilizan como materiales biosorbentes (hueso de aceituna, cáscara de almendra, cáscara piña, corteza de pino, cáscara de arroz, *etc.*) son residuos agrícolas y forestales que hoy día tienen su aplicación como combustibles. En ese sentido la biosorción podría ser complementaria a la combustión si el material agotado se destina a producción de energía.

La opción del vertido controlado puede implicar diversos problemas especialmente relacionados con la posible contaminación de las aguas subterráneas por disolución y/o arrastre de determinados compuestos presentes en los sólidos.

Con respecto a la incineración hay que considerar que la combustión del biosorbente produciría cenizas con una alta concentración del metal

deseado, aunque la reducción de volumen con respecto al material original sería considerable (Vijayaraghavan y Yun, 2008). También hay que tener en cuenta que determinados metales pueden pasar a los gases de combustión formando compuestos volátiles, lo que implicaría la necesidad de métodos de depuración de gases para la eliminación de dichos compuestos antes de ser emitidos a la atmósfera.

No obstante, la utilización del biosorbente agotado no es el único ni más importante problema que se plantea en la aplicación práctica de un proceso de biosorción para la depuración de efluentes industriales reales. En este sentido el desarrollo de los procesos de biosorción para su aplicación práctica necesita de una mayor investigación en la dirección de la modelización del proceso, la regeneración e inmovilización de los biosorbentes y el tratamiento de efluentes reales (Wang y Chen, 2009).

CONSIDERACIONES FINALES

El agua es un recurso imprescindible para la vida y, al mismo tiempo, representa un bien escaso. Un porcentaje ínfimo (1-2 %) del agua total del planeta es dulce y accesible para el hombre, aunque este porcentaje varía considerablemente según el lugar, clima o época del año que se considere. Así, por ejemplo, en la Región de América Latina y el Caribe el tema del agua es de especial importancia para el desarrollo. A pesar de contar con el 30 % de los recursos hídricos del mundo la distribución es muy irregular, a lo que hay que unir diferentes problemas como la deforestación, el cambio climático, la expansión urbana y el deterioro de la calidad del agua.

Aunque en las últimas décadas se ha logrado un importante progreso en aspectos como el desarrollo y administración de los recursos hídricos los problemas relacionados con la calidad del agua siguen siendo una de las principales preocupaciones en la actualidad. Hoy día sigue existiendo una parte importante de la población mundial que no tiene acceso a fuentes seguras de agua potable y son muchas las personas que mueren cada año a causa de enfermedades asociadas con el consumo de agua insalubre.

Por tanto, una de las mayores preocupaciones sobre la seguridad del agua es la presencia de contaminantes, siendo los compuestos o elementos químicos de origen diverso uno de los principales focos de contaminación y, más concretamente, los metales pesados. El aporte de estos metales al ciclo hidrológico procede de diversas fuentes, aunque la principal contribución es de origen antropogénico. La minería, los procesos industriales, los residuos domésticos, entre otros, son fuente importante de contaminación que aportan metales no sólo al agua, sino también al aire y al suelo.

Con el fin de eliminar los metales pesados del agua se han empleado diferentes tecnologías, tales como la coagulación-floculación, precipitación química, intercambio iónico, adsorción, ósmosis inversa, electrodiálisis, etc.

En general estas tecnologías son inadecuadas para la eliminación de metales pesados de efluentes industriales, pues crean problemas secundarios como lodos extremadamente difíciles de tratar, costes prohibitivos o no son suficientemente efectivas. La biosorción, una tecnología que se basa en la propiedad que ciertos tipos de biomásas inactivas o muertas poseen para enlazar y acumular iones metálicos por diferentes mecanismos, se ha presentado en los últimos años como una alternativa a las técnicas convencionales que tiene el potencial para hacerlo mejor y a menor costo. Por otra parte, el uso de biosorbentes de bajo costo y alta disponibilidad para la eliminación de metales pesados contaminantes introduce ventajas adicionales frente a las plantas de tratamiento convencionales.

Hoy día son muy numerosas las investigaciones que se han realizado sobre el empleo de la biosorción para la eliminación de metales pesados (Cd, Cu, Pb, Cr, *etc.*) en medios acuosos. La mayoría de estas investigaciones son realizadas a escala de laboratorio, utilizando muy frecuentemente sistemas en discontinuo en las que se analizan las principales variables de operación y se modeliza la cinética y el equilibrio del proceso. Así mismo existe una gran cantidad de biosorbentes de distinta naturaleza y procedencia (especialmente residuos de origen vegetal) que han mostrado una buena capacidad de retención de estos metales mediante biosorción. Sin embargo, la aplicación de la biosorción a escala real es muy escasa, prácticamente inexistente. Existen algunos aspectos que aún se encuentran poco desarrollados, especialmente los relacionados con la reutilización y el destino de los biosorbentes agotados, la gestión de los lodos producidos en la regeneración de los biosorbentes, la modelización de procesos de biosorción en sistemas continuos y la aplicación al tratamiento de efluentes reales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acar Y.B. y Alshawabkeh A.N. 1993. Principles of electrokinetic remediation. *Environ. Sci. Technol.*, 27: 2638-2647.
- Aksu Z., Sag Y. y Kutsal T. 1992. The biosorption of copper (II) by *C. vulgaris* and *Z. ramigera*. *Environ. Technol.*, 13: 579-586.
- Al-Asheh S. 1997. Sorption of heavy metals by biological materials, Ph.D. Thesis, Department of Chemical Engineering, University of Ottawa, Ottawa, Canadá.
- Al-Asheh S. y Duvnjak Z. 1998. Binary metal sorption by pine bark: study of equilibria and mechanisms *Sep. Sci. Technol.*, 33: 1303-1329.
- Asma S., Waheed A.M. y Muhammed I. 2005. Removal and recovery of heavy metals from aqueous solution using papaya wood as a new biosorbent. *Sep. Purif. Technol.*, 45: 25-31.
- Atkinson B.W., Bux F. y Kasan H.C. 1998. Considerations for application of biosorption technology to remediate metal-contaminated industrial effluents. *Water SA*, 24: 151-164.

- Aydin H., Bulut Y. y Yerlikaya C. 2008. Removal of copper (II) from aqueous solution by adsorption onto low-cost adsorbents. *J. Environ. Manage.*, 87: 37-45.
- Amarasinghe B.M.W.P.K. y Williams R.A. 2007. Tea waste as a low cost adsorbent for the removal Cu and Pb from wastewater. *Chem. Eng. J.*, 132: 299-309.
- Baker R.W. 2004. Electrodialysis, En: *Membrane Technology and Applications*, Wiley & Sons, Ltd, West Sussex, UK.
- Bailey S.E., Olin, T.J., Bricka R.M. y Adrian D.D. 1999. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Res.*, 33: 2469-2479.
- Baytak S. y Türker A.R. 2005. The use of *Agrobacterium tumefaciens* immobilized on Amberlite XAD-4 as a new biosorbent for the column preconcentration of iron (III), cobalt (II), manganese (II) and chromium (III). *Talanta*, 64: 938-945.
- Bennett A. 2005. Membranes in industry: facilitating reuse of wastewater. *Filtr. Separat.*, 42: 28-30.
- Blázquez G., Hernáinz F., Calero M. y Ruiz-Núñez L.F. 2005. Removal of cadmium ions with olive stones: the effect of some parameters. *Process Biochem.*, 40: 2649-2654.
- Blázquez G., Calero M., Hernáinz F., Tenorio G. y Martín-Lara M.A. 2010. Equilibrium biosorption of lead(II) from aqueous solutions by solid waste from olive-oil production. *Chem. Eng. J.*, 160: 615-622.
- Blázquez G., Martín-Lara M.A., Tenorio G. y Calero M. 2011. Batch biosorption of lead(II) from aqueous solutions by olive tree pruning waste: Equilibrium, kinetics and thermodynamic study. *Chem. Eng. J.* 168: 170-177.
- Bódalo A., Gómez J.L., Gómez E., Hidalgo A.M. y Alemán A. 2005. Viability study of different reverse osmosis membranes for application in the tertiary treatment of wastes from the tanning industry. *Desalination*, 180: 277-284.
- Brás I., Lemos L.T., Alves A. y Pereira M.F. 2004. Application of pine bark as a sorbent for organic pollutants in effluents, *Manage. of Environ. Quality: an International J.*, 15: 491-501.
- Calero M., Hernáinz F., Blázquez G., Martín-Lara M.A. y Tenorio G. 2008. Equilibrium modelling of Cr (VI) biosorption by olive stone. *WIT Transactions on Ecology & the Environment*, 109: 827-836.
- Conrad K. y Hansen H.C.B. 2007. Sorption of zinc and lead on coir. *Bioresour. Technol.*, 98: 89-97.
- Chen G.H. 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Sep. Purif. Technol.*, 38: 11-41.
- Chen J.P., Chen W.R. y Hsu R.C. 1996. Biosorption of copper from aqueous solutions by plant root tissues. *J. Biosci. Bioen.*, 81: 458-46.
- Chen X., Chen G. y Yue P.L. 2002. Modeling the electrolysis voltage of electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Chem. Eng. Sci.*, 57: 2449-2455.
- Choi H., Zhang K., Dionysiou D.D., Oerther D.B. y Sorial G.A. 2005. Effect of permeate flux and tangential flow on membrane fouling for wastewater treatment. *Sep. Purif. Technol.*, 45: 68-78.

- Chojnacka K., Chojnacka A. y Górecka H. 2005. Biosorption of Cr³⁺, Cd²⁺ and Cu²⁺ ions by blue-green algae *Spirulina* sp.: kinetics, equilibrium and the mechanism of the process. *Chemosphere*, 59: 75-84.
- Chong S.H., Jung H., Chung H., Lee M.Y. y Yang J. 1998. Removal of heavy metals from aqueous solution by apple residues. *Process Biochem.*, 33: 205-211.
- Cimino G., Passerini A. y Toscano G. 2000. Removal of toxic cations and Cr(VI) from aqueous solutions by hazelnut shell. *Water Res.*, 34: 2955-2962.
- Dakiky M., Khamis A., Manassra A. y Mereb M. 2002. Selective adsorption of chromium (VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents. *Adv. Environ. Res.*, 6: 533-540.
- Davis T.A., Volesky B. y Mucci A. 2003. A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Res.*, 37: 4311-4330.
- Demirbas E., Kobya M., Senturk E. y Ozkan T. 2004. Adsorption kinetics for the removal of chromium (VI) from aqueous solutions on the activated carbons prepared from agricultural wastes. *Water SA*, 30: 533-539.
- Deng S. y Ting Y.P. 2005. Characterization of PEI-modified biomass and biosorption of Cu (II), Pb (II) and Ni (II). *Water Res.*, 39: 2167-2177.
- El-Ashtoukhy E. S. Z., Amin N. K. y Abdelwahab O. 2008. Removal of lead (II) and copper (II) from aqueous solution using pomegranate peel as a new adsorbent. *Desalination*, 223: 162-173.
- Elangovan R., Philip L. y Chandraraj K. 2008. Biosorption of chromium species by aquatic weeds: kinetics and mechanism studies. *J. Hazard. Mater.*, 152: 100-112.
- Fifield F.W. y Haines P.J. (Eds). 2000. *Environmental analytical chemistry*. Blackwell Science L.T.D., London, UK.
- Fiol N., Villaescusa I., Martínez M., Miralles N., Poch J. y Serarols J. 2006. Sorption of Pb (II), Ni (II), Cu (II) and Cd (II) from aqueous solution by olive stone waste. *Sep. Purif. Technol.*, 50: 132-140.
- Gavrilescu M. 2004. Removal of heavy metals from the environment by biosorption. *Eng. Life Sci.*, 4: 219-232.
- Gharaibeh S.H., Abu-El-Sha'r W.Y. y Al-Kofahi M.M. 1998. Removal of selected heavy metals from aqueous solutions using processed solid residue of olive mill products. *Water Res.*, 32: 498-502.
- Glater J., Hong S.-K. y Elimelech M. 1994. The search for a chlorine-resistant reverse osmosis membrane. *Desalination*, 95: 325-345.
- Ghodbane I., Nouri L., Hamdaoui O. y Chiha M. 2008. Kinetic and equilibrium study for the sorption of cadmium(II) ions from aqueous phase by eucalyptus bark. *J. Hazard. Mater.*, 152: 148-158.
- Guo X.Y., Zhang A.Z. y Shan X.Q. 2008. Adsorption of metal ions on lignin. *J. Hazard. Mater.*, 151: 134-142.
- Hall C., Wales D.S. y Keane M.A. 2001. Copper removal from aqueous systems: biosorption by *Pseudomonas syringae*. *Sep. Sci. Technol.*, 36: 223-240.
- Han R., Li H., Li Y., Zhang J., Xiao H. y Shi J. 2006. Biosorption of copper and lead ions by waste beer yeast. *J. Hazard. Mater.*, 137: 1569-1576.

- Hernández F., Calero M., Blázquez G., Martín-Lara M.A. y Tenorio G. 2008. Comparative study of the biosorption of cadmium(II), chromium (III), and lead(II) by olive stone. *Environ. Prog.*, 27: 469-478.
- Hidalgo S. 2004. *Reutilización de residuos de rapa para la eliminación de metales tóxicos en efluentes líquidos*. Proyecto final de carrera, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España.
- Hirata R., Zoby J.L., Fernandes A., Bertolo R. 2006. Hidrogeología del Brasil: una breve crónica de las potencialidades, problemática y perspectivas. *Bol. Geol. y Minero*, 117: 25-36.
- Ho Y. 2006. Isotherms for the sorption of lead onto peat: comparison of linear and non-linear methods. *Pol. J. Environ. Stud.*, 15: 81-86.
- Ho Y. -S., Ng J.C.Y. y McKay G. 2001. Removal of lead (II) from effluents by sorption on peat using second-order kinetics. *Sep. Sci. Technol.*, 36: 241-261.
- Ho Y.-S. y Ofomaja A.E. 2006. Biosorption thermodynamics of cadmium on coconut copra meal as biosorbent. *Biochem. Eng. J.*, 30: 117-123.
- Khalid N., Ahmad S., Kiani S.N. y Ahmed J. 1998. Removal of lead from aqueous solutions using rice husk. *Sep. Sci. Technol.*, 33: 2349-2362.
- Khémis M., Tanguy G., Leclerc J. P., Valentin G. y Lapique F. 2005. Electrocoagulation for the treatment of oil suspensions: relation between the electrode generations and the waste content. *Process Saf. Environ. Stud.*, 83: 50-57.
- Kurniawan T.A. y Babel S. 2003. A research study on Cr (VI) removal from contaminated wastewater using low-cost adsorbents and commercial activated carbon, En: *Proceedings of the 2nd International Conference on Energy Technology Towards a Clean Environment* (RCETE), vol. 2, Phuket, Thailand, 12-14 February, 1110-1117.
- Kurniawan T.A., Ghan G.Y.S., Lo W.-H. y Babel S. 2006. Physico-chemical techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chem. Eng. J.*, 118: 83-98.
- Kuyucak N. y Volesky B. 1988. Biosorbents for recovery of metals from industrial solutions. *Biotechnol. Lett.*, 10: 137-142 .
- Landford P.W. 1990. *Toxicity Reduction in Industrial Effluents*. Van Nostrand, New York, USA.
- Lee S.H., Jung C.H., Chung H., Lee M.Y. y Yang J.W. 1998. Removal of heavy metals from aqueous solution by apple residues. *Process Biochem.*, 33: 205-211.
- Leusch A., Holan Z.R. y Volesky B. 1996. Solution and particle effects on the biosorption of heavy metals by seaweed biomass. *Appl. Biochem. Biotechnol.*, 61: 231-249.
- Li Q., Zhai J., Zhang W., Wang M. y Zhou J. 2007. Kinetic studies of adsorption of Pb(II), Cr(III) and Cu(II) from aqueous solutions by sawdust and modified peanut husk. *J. Hazard. Mater.*, 141: 163-167.
- Lodeiro P., Barriada J.L., Herrero R. y Sastre de Vicente M.E. 2006. The marine macroalga *Cystoseira baccata* as biosorbent for cadmium (II) and lead (II) removal: kinetic and equilibrium studies. *Environ. Pollut.*, 142: 264-273.

- Machado R., Carvalho J.R. y Correia M.J.N. 2002. Removal of trivalent chromium (III) from solution by biosorption in cork powder. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 77: 1340-1348.
- Maliou E., Malamis M. y Sakellarides P.O. 1992. Lead and cadmium removal by ion exchange. *Water Sci. Technol.*, 25: 133-138.
- Manahan, Stanley E. 2007. *Introducción a la química ambiental*. Reverté, Barcelona.
- Marshall W.E., Champagne E.T. y Evans W.J. 1993. Use of rice milling by-products (hull & bran) to remove metal ions from aqueous solution. *Journal of Environmental Science and Health Part A - Environmental Science and Engineering and Toxic and Hazardous Substance Control*, 28: 1977-1992.
- Martín-Lara M.Á., Rico I.L.R., Vicente I.D.L.C.A., García G.B. and de Hoces M.C. 2010. Modification of the sorptive characteristics of sugarcane bagasse for removing lead from aqueous solutions. *Desalination*, 256: 58-63.
- Martínez P.J. y Rus E. 2004. Operaciones de Separación en Ingeniería Química. Métodos de Cálculo, Prentice Hall, Madrid, España.
- Matlock M.M., Howerton B.S. y Atwood D.A. 2001. Irreversible precipitation of mercury and lead. *J. Hazard. Mater.*, 84: 73-82.
- Meunier N., Laroulandie J., Blais J.F. y Tyagi R.D. 2003. Cocoa shells for heavy metal removal from acidic solutions. *Bioresour. Technol.*, 90: 255-263.
- Min S.H., Han J.S., Shin E.W. y Park J.K. 2004. Improvement of cadmium ion removal by base treatment of juniper fiber. *Water Res.*, 38: 1289-1295.
- Montanher S.F., Oliveira E.A. y Rollemberg M.C. 2005. Removal of metal ions from aqueous solutions by sorption onto rice bran. *J. Hazard. Mater.*, 117: 207-211.
- Nasernejad B., Es4slam Z. T., Bonakdar P.B., Esmaail B. M. y Zamani A. 2005. Comparison for biosorption modeling of heavy metals (Cr(III), Cu(II), Zn(II)) adsorption from wastewater by carrot residues. *Process Biochem.*, 40: 1319-1322.
- Niu H. y Volesky B. 2001. Gold adsorption from cyanide solution by chitinous materials. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 76: 291-297.
- Niu H. y Volesky B. 2003a. Characteristics of anionic metal species biosorption with waste crab shells. *Hydrometallurgy*, 71: 209-215.
- Niu H. y Volesky B. 2003b. Biosorption mechanism for anionic metal species with waste crab shells. *European Journal of Mineral Processing & Environmental Protection*, 3: 75-87.
- Niu H. y Volesky B. 2006. Biosorption of chromate and vanadate with waste crab shells. *Hydrometallurgy*, 84: 28-36.
- Ottosen L.M. 1995. *Electrodialytic remediation. Application to soils polluted from wood preservation*. Ph.D. Thesis, Department of Physical Chemistry and Department of Geology and Geotechnical Engineering, Technical University of Denmark, Lyngby (Dinamarca).
- Ozsoy H.D. y Kumbur H. 2006. Adsorption of Cu(II) ions on cotton boll. *J. Hazard. Mater.*, 136: 911-916.
- Pagnanelli F., Papini M.P., Toro L., Trifoni M. y Vegliò F. 2000. Biosorption of metal ions on *Arthrobacter sp.*: biomass characterization and biosorption modeling. *Environ. Sci. Technol.*, 34: 2773-2778.

- Park D., Yun Y.S. y Park J.M. 2004. Reduction of hexavalent chromium with the brown seaweed *Ecklonia* biomass. *Environ. Sci. Technol.*, 38: 4860-4864.
- Preetha B. y Viruthagiri T. 2007. Batch and continuous biosorption of chromium (IV) by *Rhizopusarrhizus*. *Sep. Purif. Technol.*, 57: 126-133.
- Quintelas C. y Tavares T. 2001. Removal of chromium (VI) and cadmium (II) from aqueous solution by a bacterial biofilm supported on granular activated carbon. *Biotechnol. Lett.*, 23: 1349-1353.
- Reddad Z., Gérente C., Andrès Y., Ralet M.C., Thibault J.F. y LeCloirec P. 2002. Ni (II) and Cu (II) binding properties of native and modified sugar beet pulp. *Carbohydr. Polym.*, 49: 23-31.
- Ribeiro A.B. 1998. *Use of electro-dialytic remediation technique for removal of selected heavy metals and metalloids from soils*. Ph.D. Thesis, Department of Geology and Geotechnical Engineering, Technical University of Denmark, Lyngby (Dinamarca).
- Ruiz-Núñez L.F. 2004 *Estudio preliminar de aprovechamiento de hueso de aceituna para biosorción de cadmio*, Trabajo de investigación, Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Granada, Granada (España).
- Schiewer S. y Patil S.B. 2008. Pectin-rich fruit wastes as biosorbents for heavy metal removal: equilibrium and kinetics. *Bioresour. Technol.*, 99: 1896-1903.
- Sengupta M. y Paul T.B. 1985. Multicomponent ion exchange equilibria. I. Zn^{2+} - Cd^{2+} - H^+ and Cu^{2+} - Ag^+ - H^+ on Amberlite IR 120. *Reactive Polymers, Ion Exchangers, Sorbents*, 3: 217-229.
- Sonune A. y Ghate R. 2004. Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*, 167: 55-63.
- Suh J.H. y Kim D.S. 2000. Comparison of different sorbents (inorganic and biological) for the removal of Pb (II) from aqueous solutions. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 75: 279-284.
- Treen-Sears M.E., Volesky B. y Neufeld R.J. 1984. Ion exchange/Complexation of the uranyl ion by *Rhizopus* biosorbent. *Biotechnol. Bioeng.*, 26: 1323-1329.
- Treybal R.E. 1980. *Operaciones de Transferencia de Masa*. McGraw-Hill, México.
- UNEP. 2003. *XIV Reunión del Foro de Ministros de Medio Ambiente de América Latina y el Caribe*. Ciudad de Panamá.
- Vegliò F. y Beolchini F. 1997. Removal of metals by biosorption: a review. *Hydrometallurgy*, 44: 301-316.
- Vegliò F., Beolchini F. y Prisciandaro M. 2003. Sorption of copper by olive mill residues. *Water Res.*, 37: 4895-4903.
- Venkobachar C. 1990. Metal removal by waste biomass to upgrade wastewater treatment plants, *Water Sci. Technol.*, 22: 319-320.
- Vieira R.H.S.F. y Volesky B. 2000. Biosorption: a solution to pollution? *Int. Microbiol.*, 3: 17-24.
- Vigneswaran S., Ngo H.H., Chaudhary D.S. y Hung Y.T. 2004. Physico-chemical treatment processes for water reuse, En: *Physicochemical Treatment Processes*. Vol. 3, Humana Press, New Jersey (USA).

- Vijayaraghavan K., Yun Y.-S. 2008. Bacterial biosorbents and biosorption. *Biotechnol. Adv.*, 26: 266-291.
- Vilar V.J.P., Botelho C.M.S. y Boaventura R.A.R. 2007. Chromium and zinc uptake by algae *Gelidium* and agar extraction algal waste: kinetics and equilibrium. *J. Hazard. Mater.*, 149: 643-649.
- Vílchez R. 2005. *Eliminación de metales pesados en aguas mediante sistemas de lechos sumergidos: estudio microbiológico en las biopelículas*, Tesis Doctoral, Universidad de Granada, Granada (España).
- Villaescusa I., Fiol N., Martínez M., Miralles N., Poch J. y Serarols J. 2004. Removal of copper and nickel ions from aqueous solutions by grape stalks wastes. *Water Res.*, 38: 992-1002.
- Volesky B. 1990. Removal and recovery of heavy metals by biosorption, En: *Biosorption of Heavy Metals*, CRC Press, Boca Raton, Florida (USA).
- Volesky B. 2001. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy*, 59: 203-216.
- Volesky B. 2003. Biosorption process simulation tools. *Hydrometallurgy*, 71 (1-2), 179-190.
- Volesky B. y Holan Z.R. 1995. Biosorption of heavy-metals. *Biotechnol. Progr.*, 11: 235-250.
- Wan Ngah W.S., Kamari A., Fatinathan S. y Ng P.W. 2006. Adsorption of chromium from aqueous solution using chitosan beads. *Adsorption*, 12: 249-257.
- Wang J., Chen, C. 2009. Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnol. Adv.*, 27: 195-226.
- Wang X., Xia S., Chen L., Zhao J., Chovelon J. y Nicole J. 2006. Biosorption of cadmium (II) and lead (II) ions from aqueous solutions onto dried activated sludge. *J. Environ. Sci.*, 18: 840-844.
- Yao Z.-Y., Qi J.-H. y Wang L.-H. 2010. Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies on the biosorption of Cu(II) onto chestnut shell. *J. Hazard. Mater.*, 174: 137-143.
- Zhang Y. y Banks C. 2006. A comparison of the properties of polyurethane immobilised *Sphagnum* moss, seaweed, sunflower waste and maize for the biosorption of Cu, Pb, Zn and Ni in continuous flow packed columns. *Water Res.*, 40: 788-798.
- Zhou D., Zhang L. y Guo S. 2005. Mechanisms of lead biosorption on cellulose/chitin beads. *Water Res.*, 39: 3755-3762.
- Zouboulis A.I., Tousou E.G., Matis K.A. y Hancock I.C. 1999. Removal of toxic metals from aqueous mixtures. Part 1: Biosorption. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 74: 429-436.

PRODUCCIÓN DE HOJARASCA DE BOSQUES PERTENECIENTES A UNA SECUENCIA SUCESIONAL DEL ESPINAL MESOPOTÁMICO (R. ARGENTINA)

Carlos A. Mendoza^a, Juan F. Gallardo Lancho^b, Pablo G. Aceñolaza^c,
María B. Turión Nieves^e y Valentín Pando^f.

* Autor de correspondencia; ^aFCyT, Universidad Autónoma de Entre Ríos, Empalme Neid, Villaguay 3240 (Entre Ríos, R. Argentina). <tatomen02@hotmail.com>.

^bC.S.I.C., IRNASA, Salamanca, España. E-mail: <juanf.gallardo@csic.es>. ^cCI-CyTTP-CONICET y FCyT-UADER. Materi y España, Diamante 3105 (Entre Ríos, R. Argentina). E-mail: <acenolaza@gmail.com>. ^eÁrea de Edafología y Química Agrícola e Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible. E.T.S.II.A.A., Campus Palencia. Univ. de Valladolid. Avda. Madrid, 57. Palencia 34071 (España). E-mail: <bturion@agrouva.es>. ^fDpto. de Estadística e Inv. Operativa. E.T.S.II.A.A., Campus de Palencia, Univ. de Valladolid. Avda. Madrid, 57. Palencia 34071 (España). E-mail: <vpando@eio.uva.es>.

Resumen: Se estudió la producción de hojarasca de una secuencia sucesional de tres bosques representativos del Espinal Mesopotámico (R. Argentina) durante el periodo 2009-2010. Se seleccionaron parcelas de una etapa sucesional inicial dominada por *Acacia caven* (Bi); de un bosque secundario colonizado por *Prosopis affinis* (Bs) en su etapa intermedia acompañado por *A. caven* y *Celtis tala*; y un bosque primario con dominancia de *P. nigra* (Bp) acompañada por *A. caven*, *P. affinis* y *C. tala*. Estas tres formaciones forestales presentaron una producción de hojarasca de 1,14, 2,95 y 2,91 Mg MS ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente. El Bi mostró un patrón de aporte temporal con un máximo durante el verano de 528 kg MS ha⁻¹ a⁻¹ para luego decrecer significativamente durante el otoño, invierno y primavera, con valores de 241, 165 y 207 kg MS ha⁻¹ a⁻¹ respectivamente, sin diferencias significativas entre sí. El Bs mostró un patrón temporal de aporte constante sin diferencias significativas entre estaciones. El Bp tuvo un aporte con diferencias significativas entre estaciones, con aportes máximos y mínimos que oscilaron entre 846 y 598 kg MS ha⁻¹ a⁻¹ en verano y primavera respectivamente. Se observaron aportes complementarios entre *A. caven* y *C. tala* en Bs y entre *P. nigra* y *C. tala* en Bp; estas especies posibilitaron un aporte constante de residuos orgánicos en sus respectivos bosques. Los aportes de hojarasca mostraron que la relación hojas/tallo en los bosques fue decreciendo en el sentido de la sucesión ecológica, siendo una menor proporción hojas/tallo indicador de mayor madurez del bosque. La fracción correspondiente a flores implicó siempre menos del 3 % de la hojarasca producida. Los frutos estuvieron mejor representados en el Bi con porcentajes del mismo orden que la producción de hojas (29 %), lo cual caracterizó a esta especie del género *Acacia* como colonizadora. La evolución estacional de los aportes de hojarasca estuvo determinada por el ritmo de producción de las especies dominantes y por el efecto

de complementariedad entre ellas, siendo decreciente en el *Bi*, constante en *Bs* y con escasa variación en *Bp*.

Palabras clave: Bosques semixerofíticos, secuencia sucesional, patrón de aporte temporal, relación hoja/tallo.

Aboveground production of forest sites following a sucesional forest transect in the 'Espinal Mesopotámico' (Argentina)

Abstract: Litter productions of three representative forest sites following a successional sequence in the 'Espinal Mesopotámico' (Argentina) forests were studied during the 2009-2010 period. We selected one initial stage plot dominated by *Acacia caven* (*Bi*); a secondary forest colonized by *Prosopis affinis* (*Bs*), stage intermediate with *A. caven* and *Celtis tala*; and a climax forest with dominance of *P. nigra* (*Bp*), accompanied by *A. caven*, *P. affinis*, and *C. tala*. These three forest formations presented a production of litter of 1.14, 2.95, and 2.91 Mg MS ha⁻¹ year⁻¹, respectively. *Bi* showed a pattern of temporary production with a maximum during the summer of 528 kg MS ha⁻¹ y⁻¹; after it decreased significantly during the autumn, winter, and spring, with values of 241, 165, and 207 kg MS ha⁻¹ MS y⁻¹, respectively, without significant differences. The *Bp* had a contribution giving significant differences between stations, with maximum and minimum contributions of 846 to 598 kg MS ha⁻¹ y⁻¹ during spring and summer, respectively. Productions were balanced between *A. caven* and *C. tala* in *Bs*, and *P. nigra* and *C. Tala* in *Bp*; these facts allowed to a constant contribution of litters in their respective forests. The productions of leaf litter showed that the forests leaf/stem relationship was decreasing in the direction of the ecological succession, a smaller leaf/stem ration pointing out a higher maturity in the forests studied. The organic fraction corresponding to flowers means only less than 3 % of the total produced litter. Fruits were more abundant in the *Bi*, with percentages of the same order that the production of leaves (29 %), which characterized this species of the *Acacia* genus as a colonizing one.

Key words: Xerophitic forests, successional forest sequence, production pattern, leaves/stem ratio.

INTRODUCCION

El Espinal es un ecosistema boscoso que se ubica entre los 28° y los 40° de Latitud Sur, como un gran arco que envuelve por el oeste al Pastizal Pampeano y que se ubica al sur del Parque Chaqueño (R. Argentina) ocupando una superficie estimada de 32.939.454 ha (Lewis *et al.* 2006). El Espinal Mesopotámico en Entre Ríos comprende los bosques de la Provincia Fito-geográfica del Espinal, Distrito del Ñandubay (Cabrera 1994).

En muchas áreas de Entre Ríos se observa una intensa modificación del Espinal Mesopotámico en el paisaje rural (Aceñolaza 2000) debido al avance de la frontera agrícola que ha producido una importante disminución de la superficie boscosa (Aceñolaza 2000; Muñoz *et al.* 2005; Arturi 2006) con un patrón de heterogeneidad creciente (Chaneton 2005). Como consecuencia de ello los bosques primarios fueron transformados en una “secuencia sucesional” caracterizada por bosques degradados o secundarios, debido a un manejo ganadero inadecuado o la extracción de árboles con finalidad maderera (centrado en la corta de *Prosopis nigra*) o de combustible como leña (*Acacia caven* y *P. affinis*). Tras la deforestación y abandono de la tierra de cultivos se establece una etapa sucesional inicial que está dominada por un latizal de *A. caven* (Bi); posteriormente esta formación secundaria es colonizada por *P. affinis* (Bs), con lo que puede decirse que se encuentra en una etapa intermedia; y se considera que finalmente se alcanza el bosque maduro con la aparición y dominancia de *P. nigra*, con lo que se restablece el bosque primario (Bp; Lewis *et al.* 2006).

Siguiendo un gradiente topográfico las zonas altas e intermedias se han destinado al uso agrícola, mientras que las bajas conforman relictos de bosque nativo destinados al uso ganadero (Muñoz *et al.* 2005) por causa de su difícil accesibilidad y el complejo laboreo de los suelos (en general del orden de los *Vertisoles*) y su inundación temporal.

El conocimiento de la producción de hojarasca es de interés científico ya que cumple con importantes funciones en la productividad forestal (Bray y Gorham 1964; Ramírez *et al.* 2007; Aceñolaza *et al.* 2010). Además, numerosos autores proponen el análisis del aporte de hojarasca al suelo, ya que constituye una herramienta apropiada para estimar la productividad forestal (Santa Regina *et al.* 1991, Haase 1999; Carnevale y Lewis 2001; Zamboni y Aceñolaza 2004; Aceñolaza *et al.* 2006).

Gran parte de los residuos orgánicos que llegan al suelo como hojas, ramas, flores, frutos y demás estructuras vegetales que conforman la hojarasca tras su mineralización liberan bioelementos que pueden ser reabsorbidos por las plantas, contribuyendo así al ciclo biogeoquímico. Esta liberación de nutrientes, por tanto, está determinada en última instancia por las características genéticas de las especies, la variación anual de la composición de la hojarasca, sus propiedades fisicoquímicas y por las condiciones ambientales, determinando el ritmo de cesión de nutrientes en cada ecosistema forestal (Aceñolaza *et al.* 2009)

El estudio de la hojarasca por fracciones, permite conocer las proporciones de hoja y tallo de interés para determinar la madurez de los bosques (Martín *et al.* 1993). En cuanto al estudio de la fracción fruto se podrán determinar características asociadas a estrategias de dispersión o colonización de la especie; y respecto a misceláneas es importante su cuantificación en bosques silvopastoriles, permitiendo conocer el grado de invasión e introducción de exóticas no deseadas (Sabattini *et al.* 2002).

Como hipótesis de trabajo se plantea que el estado sucesional del bosque determina el aporte de hojarasca, incrementando la fracción hojas/tallo y su productividad total a medida que la sucesión ecológica avanza.

El estudio del aporte de hojarasca en bosques del Espinal Mesopotámico es inédito por no existir antecedentes respecto a este ecosistema; resulta no sólo de interés académico-científico sino que además productivo, por tratarse de bosques asociados a la producción ganadera extensiva en sistemas silvopastoriles.

Los **objetivos** del presente trabajo son:

- A) Conocer los aportes de hojarasca en una secuencia sucesional de degradación/recuperación de bosques típicos del Espinal Mesopotámico.
- B) Describir el patrón de aporte temporal estacional de los bosques.
- C) Comparar los aportes totales y por fracciones entre bosques y especies.

MATERIALES Y METODOS

Área de estudio

El área de estudio se localizó en el Departamento Villaguay (Entre Ríos, Argentina); la superficie comprende 1600 km². Las parcelas de los bosques seleccionados se ubicaron en las coordenadas 31° 47' 59'' S y 59° 11' 38'' O (Fig. 1).

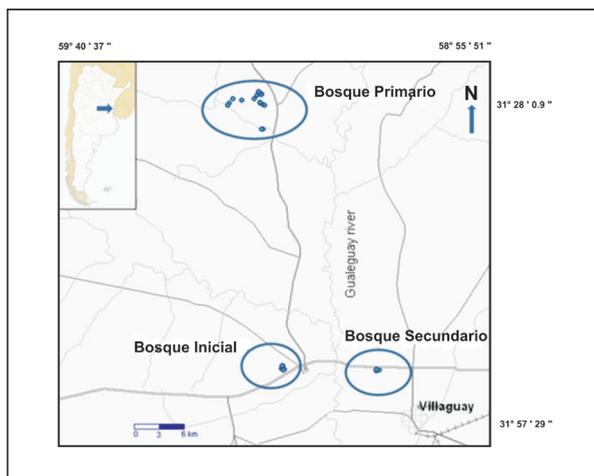


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio (31° 47' 59'' S y 59° 11' 38'' O; Entre Ríos, Argentina). Se ha delimitado el área de estudio y la ubicación de los bosques estudiados. *Bi*: Bosque inicial dominado por *Acacia caven*; *Bs*: Bosque secundario dominado por *Prosopis affinis*; y *Bp*: Bosque primario dominado por *P. nigra*.

En el área de estudio se ubican bosques en diferentes secuencias sucesionales de degradación/recuperación de su vegetación.

El clima es templado húmedo; las precipitaciones medias anuales en el Departamento Villaguay son de 1000 mm año⁻¹ con importante la variabilidad interanual (I.N.T.A, 2000); las lluvias se distribuyen a lo largo del año, pero con incrementos en otoño y primavera. La temperatura media anual es de 16 °C, siendo la media del mes más frío 11 °C (Julio) y del mes más cálido 25 °C (Febrero; Fig. 2). Desde el punto de vista térmico se pasa de una estación a la otra de forma gradual; pero es común en verano días con temperaturas mínimas inferiores a 10 °C y en invierno días con máximas superiores a los 30 °C.

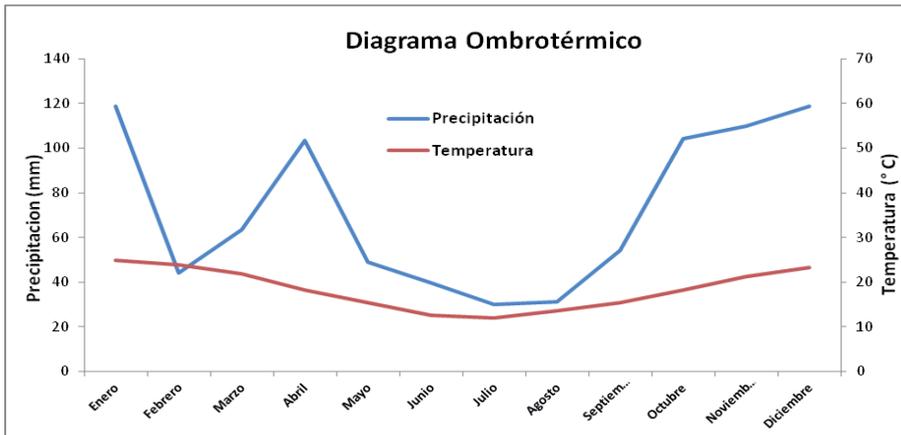


Figura 2. Datos de medias normales de precipitación y temperatura en el Departamento Villaguay (Entre Ríos, Argentina).

El paisaje fue modelado por procesos morfogénéticos; actualmente conforma una penillanura de relieves suavemente ondulados a planos con microrrelieves en “gilgai” (De Petre y Stephan 1998).

Geológicamente durante el Cuaternario fue cuando se depositaron los principales sedimentos de la Formación Hernandarias (Pleistoceno medio) que conformaron los materiales parentales de origen lacustre-palustre de los suelos del área de estudio, con altos contenidos de arcilla expandible “montmorillonita”. Son suelos de textura arcillosa, profundos, con escaso drenaje, con concreciones calcáreas a partir de los -90 cm y deficitarios en P asimilable. Taxonómicamente los suelos del área de estudio corresponden al orden *Vertisol*, suborden *Uderte*, gran grupo *Peluderte*, subgrupo *Argico*. Entre las características edáficas asociadas a la fertilidad de los *Vertisoles* cabe destacar un pH levemente ácido ($6,3 \pm 0,7$); un contenido de materia orgánica de $5,4 \pm 3,0$ %, dependiendo del uso del suelo; el N total suele ser de $3,6 \pm 0,4$ g N kg⁻¹ suelo; la capacidad de intercambio

catiónico de $35 \pm 4,5$ cmol kg⁻¹ de suelo); y el P asimilable alrededor de $7,0 \pm 2,6$ mg P kg⁻¹ suelo (I.N.T.A., 2000) lo que denota una insuficiencia general de P de los suelos.

La vegetación es característica de la Provincia fitogeográfica del Espinal, Distrito del Ñandubay (Cabrera 1994); se caracteriza por la dominancia de especies arbóreas xerófilas como *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron (Algarrobo negro), *P. affinis* Spreng (Ñandubay), *Acacia caven* (Molina) Molina (Espiniello), *Celtis tala* Gillies ex Planch. (Tala), *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltld. (Quebracho blanco), *Geoffraea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart (Chañar), *Schinus longifolius* (Lindl.) Speg. (Molle), *Scutia buxifolia* Reissek (Coronillo), *Trithrinax campestris* (Burmeist.) Drude & Griseb. (Caranday), entre otras especies características (Burkart *et al.* 1999; I.N.T.A. 1990 y 2000). De ellas pertenecen a la familia *Fabaceae* (con capacidad simbiótica de fijar N) las siguientes especies: *P. nigra*, *P. affinis*, *A. caven* y *G. decorticans*.

Los bosques seleccionados son representativos de la heterogeneidad del paisaje actual del Espinal Mesopotámico y para su determinación se realizó una selección en base a la representatividad espacial de las unidades de vegetación en todo el área utilizando una base fisonómico/florística (Braun-Blanquet 1979; Lezama *et al.* 2006).

Característica de los bosques seleccionados para el estudio:

- a) Bosque monoespecífico de *A. caven* (bosque inicial: *Bi*); el cual proviene de la colonización de ésta especie en un área de cultivo agrícola abandonada en el año 1998.
- b) Bosque secundario mixto dominado por *P. affinis* con la presencia de otras especies características como *A. caven* y *C. tala* (*Bs*) con árboles de hasta 50 años.
- c) Bosque maduro mixto dominado por *P. nigra* acompañado de *A. caven*, *P. affinis* y *C. tala* (bosque primario: *Bp*) con árboles de la especie dominante de más de 80 años.

Los tres bosques en estudio son de dominio privado y están sujetos a uso silvopastoril. Se realizan pastoreos continuos con ganado bovino.

La distancia entre ellos oscilo entre 7 y 20 km según el caso (Fig. 1) y el área de estudio posee una altitud media de 40 m s.s.m. (I.N.T.A., 2000).

Las principales características dasométricos de las especies que conforman el *Bi*, *Bs* y *Bp* se detallan en el Tabla 1.

Tabla 1. Se detallan la cobertura (Cob) en % de superficie /ha; diámetro a la altura del pecho (DAP) en cm; área basal (AB) en m²; densidad (d) en individuos por hectárea; la altura en m (h) y entre paréntesis (\pm error estándar).

Bosque	Especie	Cob.	DAP	AB	d	h
<i>Bi</i>	<i>A. caven</i>	61 (± 12)	16,3 ($\pm 5,4$)	5,5 ($\pm 1,2$)	373 (± 54)	3,4 ($\pm 0,8$)
	<i>A. caven</i>	31 (± 8)	28,4 ($\pm 6,5$)	4,6 ($\pm 2,2$)	233 (± 37)	4,2 ($\pm 1,2$)
<i>Bs</i>	<i>P. affinis</i>	37 (± 6)	37,2 ($\pm 11,4$)	8,4 ($\pm 5,4$)	227 (± 48)	4,6 ($\pm 0,9$)
	<i>C. tala</i>	12 (± 5)	34,1 ($\pm 28,8$)	3,8 ($\pm 2,5$)	98 (± 51)	4,3 ($\pm 2,3$)
	<i>A. caven</i>	7 (± 4)	21,4 ($\pm 7,4$)	0,2 ($\pm 0,1$)	97 (± 32)	2,5 ($\pm 0,7$)
<i>Bp</i>	<i>P. affinis</i>	15 (± 9)	29,3 ($\pm 9,1$)	2,4 ($\pm 2,1$)	220 (± 67)	3,1 ($\pm 1,1$)
	<i>C. tala</i>	23 (± 7)	36,6 ($\pm 8,2$)	2,1 ($\pm 1,7$)	75 (± 35)	4,7 ($\pm 1,7$)
	<i>P. nigra</i>	47 (± 12)	42,4 ($\pm 12,7$)	16,1 ($\pm 4,5$)	158 (± 49)	6,7 ($\pm 2,1$)

Muestreo interanual

Por cada bosque (*Bp*, *Bs* y *Bi*) se censaron las especies arbóreas de 4 parcelas de 20x20 m² dispuestas en distribución aleatoria. En el interior de cada parcela todos los individuos se identificaron a nivel de especie, clasificándose como árboles aquellos con diámetro a la altura del pecho (DAP) >5 cm y los de menor DAP se consideraron renuevos. Se midió el DAP con cinta métrica, la altura (h) con clinómetro y se estimó la cobertura a partir del promedio de los diámetros de copa con orientación N-S y E-O. Del interior de las parcelas durante los dos años de estudio (2009 a 2010) se recogieron muestras de hojarasca siguiendo la metodología propuesta por Gauch (1982) y Aceñolaza *et al.* (2006).

Como criterios para la selección de los árboles para la colocación de cajas bajo copa se eligieron aquellos individuos cuyos valores de DAP y h fuesen cercanos a las medias de las parcelas evaluadas (Tabla 1). Las coberturas medias (\pm error estándar) de los 4 individuos seleccionados por especie fueron de 7,3 ($\pm 1,3$) m² de *A. caven* en el *Bi*; 11,6 ($\pm 2,1$) m² de *A. caven* en el *Bs*; 13,7 ($\pm 4,2$) m² de *P. affinis* en el *Bs*; 18,4 ($\pm 3,2$) m² de *C. tala* en el *Bs*; 5,8 ($\pm 1,7$) m² de *A. caven* en el *Bp*; 9,4 ($\pm 2,9$) m² *P. affinis* en el *Bp*; 19,6 ($\pm 4,3$) m² de *C. tala* en el *Bp* y 27, 3 ($\pm 5,5$) m² de *P. affinis* en el *Bp*.

Las cajas se colocaron en el campo en Diciembre de 2008 y el 20 de Enero de 2009 comenzaron los muestreos (con frecuencia mensual) hasta el 22 de

Diciembre del 2010 (fecha en la que se hizo el último muestreo). Cada caja cuadrada tenía una superficie de 0,25 m², colocándose cuatro por especie y se dispusieron sobre el suelo bajo la copa de los árboles; se contabilizó un número total de 32 cajas; es decir, 4 en el *Bi*, 12 en el *Bs* y 16 en el *Bp*.

Las cajas se colocaron en el interior de las parcelas evaluadas dasonómicamente a una distancia media de 2 m del tallo (una por árbol, con orientaciones de Este, Oeste, Norte y Sur por cada individuo de cada especie).

La hojarasca recolectada mensualmente se secó en estufa a 70 °C hasta alcanzar peso constante; posteriormente se pesó y clasificó en las siguientes fracciones: a) hojas; b) ramas; c) flores; d) frutos; y d) misceláneas (otro material vegetal o procedente de otras especies ya fueran arbóreas, arbustivas o herbáceas, sin considerar las heces animales).

Los resultados se expresaron en kg materia seca (MS) ha⁻¹ a⁻¹.

Se determinó el peso total y por fracciones de la hojarasca de cada caja, por especie y para cada bosque en función del tiempo. En cuanto al análisis temporal se consideraron los aportes mensuales y estacionales. En cuanto a las estaciones se tomaron como verano los aportes de los meses de (Enero, Febrero y Marzo), otoño (Abril, Mayo y Junio), invierno (Julio, Agosto y Septiembre) y primavera (Octubre, Noviembre y Diciembre).

Análisis estadístico

Se utilizó un modelo lineal mixto de análisis de la varianza con medidas repetidas (McCulloch y Searle 2001), con dos factores intersujetos en un diseño jerárquico (bosque y especie anidado en bosque) y tres factores intrasujetos (año, estación y mes anidado en estación). Debido al efecto anidado de la especie dentro del bosque el diseño resulta no balanceado para la estimación del efecto principal de bosque. Se indican probabilidades de $p > 0,05$ cuando no hubo diferencias significativas o $p < 0,05$ cuando hubo diferencias significativas (ya que el modelo estadístico incluyó un alfa de 0,05).

La estructura de varianzas del modelo lineal mixto contiene, por tanto, 48 parámetros de varianza que fueron estimados por el método de máxima verosimilitud restringida (Bartlett 1937).

El modelo estadístico propuesto permitió estimar el aporte real de diferentes bosques en función de la cobertura arbórea del bosque en su totalidad y la cobertura relativa por especie en las tres parcelas consideradas representativas del Espinal mesopotámico.

RESULTADOS

a. Datos correspondientes a escala bosque (*Bi*, *Bs* y *Bp*)

Producción total de hojarasca en bosques de una secuencia sucesional (período 2009 a 2010).

Los aportes medios de hojarasca de los bosques oscilaron entre 1,14 Mg MS ha⁻¹ a⁻¹ en el *Bi* (el menos productivo) a 2,95 Mg MS ha⁻¹ a⁻¹ en el *Bs* (el más productivo). La producción del *Bp* quedó entre los extremos mencionados sin diferencias significativas respecto a *Bs* ($p > 0,05$), aunque ambos se diferenciaron significativamente del *Bi* ($p < 0,05$; Fig. 3).

Análisis del patrón de aporte estacional en la producción de hojarasca entre bosques.

Comparando los bosques entre estaciones (letras de significación en mayúsculas, Fig. 4) se observó que durante el verano se encontraron diferencias significativas entre bosques ($p < 0,05$). En el caso de *Bs* y *Bp* fueron los que mayores aportes realizaron en verano sin diferencias estadísticas entre ambos ($p > 0,05$, con un aporte medio global de 0,82 Mg MS ha⁻¹ a⁻¹) que se diferenciaron estadísticamente del *Bi* ($p < 0,05$). El mismo patrón de aporte se observó durante el otoño. Esto indica que tanto en el verano como en el otoño las producciones en *Bs* y *Bp* fueron máximas, evidenciándose una asociación entre máximos aportes y estados sucesionales intermedios y avanzados.

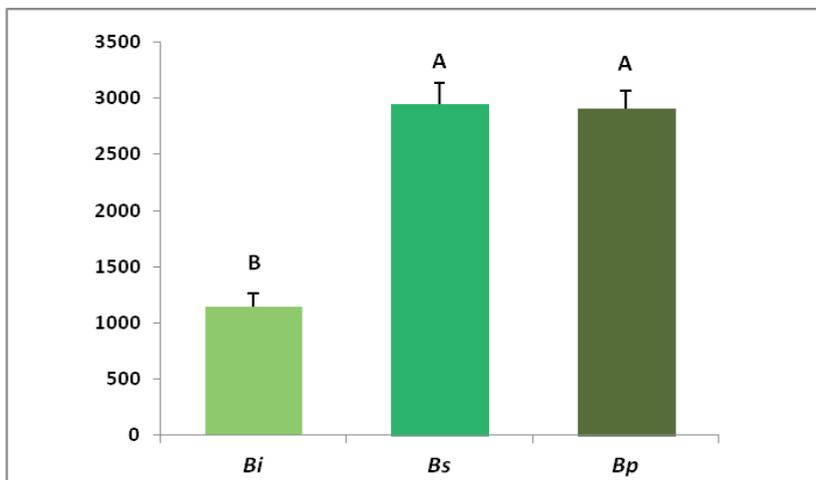


Figura 3. Producción total de hojarasca por bosque (período 2009-2010). Resultados en kg MS ha⁻¹ a⁻¹; letras mayúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre bosques.

Por el contrario tanto en invierno como en primavera los *Bi*, *Bs* y *Bp* mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la producción total en los tres bosques. En invierno los *Bi*, *Bs* y *Bp* aportaron 0,17, 0,64 y 0,76 Mg MS $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ respectivamente, siendo el *Bp* quien realizó los mayores aportes; mientras que en primavera el máximo aporte fue para *Bs* con aportes de 0,21, 0,76 y 0,60 Mg MS $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ para *Bi*, *Bs* y *Bp* respectivamente (Fig. 4).

Analizando el patrón de aporte temporal en cada bosque (letras de significación en minúsculas; Fig. 4) el *Bi* mostró un patrón de aporte decreciente con un máximo en verano (528 kg MS $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) con diferencias ($p < 0,05$) respecto a los valores mínimos agrupados en otoño, invierno y primavera (sin diferencias significativas entre sí; $p > 0,05$). El *Bs* mostró un patrón temporal de aporte constante sin diferencias entre estaciones ($p > 0,05$). Y por último en el *Bp* se observaron diferencias significativas entre estaciones ($p < 0,05$) con aportes máximos y mínimos que oscilaron entre 0,85 y 0,60 Mg MS $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ en verano y primavera respectivamente (Fig. 4).

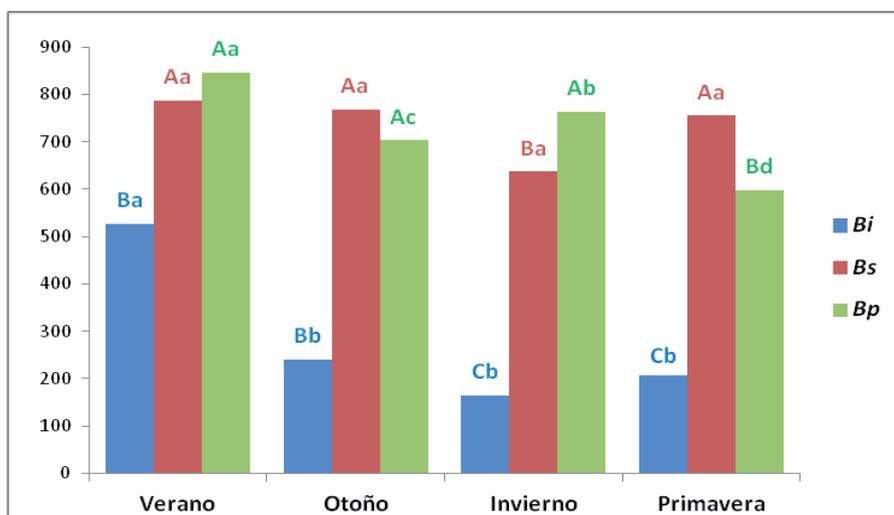


Figura 4. Producción total de hojarasca por bosque y estación (periodo 2009-2010). Resultados en kg MS $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Letras mayúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre bosques por estación y minúsculas diferencias significativas entre estaciones por bosque ($p < 0,05$).

b) Datos correspondientes a una escala de especies

Análisis del patrón de aporte temporal de hojarasca por especies en cada bosque

Se realizó un análisis de patrón de aporte temporal considerando los aportes medios por estación, ya que las medias mensuales no mostraron

un patrón definido y no se correlacionaron significativamente con los datos climáticos de precipitación y temperatura (Tabla 2).

En el *Bi* *A. cavem* mostró un patrón de producción temporal decreciente, registrando su máximo aporte en verano con $0,53 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (significativamente diferente $p < 0,05$ respecto a las demás estaciones). En el *Bs* *P. affinis* tuvo un aporte constante sin diferencias significativas entre estaciones ($p > 0,05$), mientras que *A. cavem* y *C. tala* mostraron patrones de aporte opuestos entre estaciones y complementarios en el ritmo de caída anual (Tabla 2).

En el *Bp* el patrón de aporte entre *P. nigra* y *C. tala* fue complementario al igual que el observado en el *Bs*; mientras que *P. nigra* mostró máximos en verano-primavera, *C. tala* tuvo máximos aportes en otoño-invierno, mostrando ambas especies diferencias significativas en relación a los máximos y mínimos aportes ($p < 0,05$; Tabla 2).

Comparando el aporte de *A. cavem* entre bosques se observó que en los *Bp* y en *Bi* tuvo un patrón de aporte decreciente, mientras que en el *Bs* tuvo máximos aportes tanto en verano como en primavera.

En el caso de *P. affinis* el *Bp* mostró un patrón de aporte constante similar al manifestado en *Bs*, con baja productividad en el *Bp* debido a la competencia y dominancia que ejercen *P. nigra* y *C. tala*.

C. tala en los *Bs* y *Bp* tuvo un patrón de aporte típico de especie caducifolia, con picos de producción otoñales en ambos ecosistemas.

Comparando la producción de hojarasca por estaciones entre las especies de la secuencia sucesional de bosques se observaron diferencias significativas entre especies y entre estaciones y especies (Tabla 2).

Análisis de la producción por fracciones de hojarasca entre bosques

En cuanto a la producción por fracciones las hojas contribuyeron con valores anormalmente bajos en todos los casos, teniendo máximos en *C. tala* en el *Bp* (con una media de $0,65 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) y mínimos (media $6,3 \text{ kg MS ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) en *A. cavem* en el *Bp* con diferencias significativas entre ambos ($p < 0,05$; Tabla 3).

La fracción tallos tuvo contribuciones muy dispares que oscilaron entre un máximo aporte de *P. nigra* de $0,71 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ y un mínimo de $76 \text{ kg MS ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ en *A. cavem* (ambas especies correspondientes al *Bp*) con diferencias significativas entre sí ($p < 0,05$; Tabla 3); sin embargo, estos aportes representaron un 59 y 52 % del total aportado respectivamente.

La contribución de flores en los bosques estudiados es residual; se destaca el mayor aporte que realizó *C. tala* en el *Bs* con $26 \text{ kg MS ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ diferenciándose estadísticamente de los demás aportes; en este caso la máxima productividad se correspondió con la mayor representación de la fracción flores entre especies (siendo del 3 %).

Tabla 2. Valores medios mensuales (\pm error estándar) de aportes de hojarasca (kg MS ha⁻¹ año⁻¹) de *A. caueni*; *P. affinis*, *C. tala* y *P. nigra* según los bosques (Bi, Bs y Bp), durante cada año de estudio (2009 y 2010). Referencias de m.e. (media estacional) y sd (sin datos).

Bosque	Especie	n	Año	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Total
Bi	<i>A. caueni</i>	48	2009	210.0 (\pm 25.6)	228.1 (\pm 17.6)	146.8 (\pm 24.1)	50.8 (\pm 12.2)	24.4 (\pm 12.2)	109.8 (\pm 12.2)	48.8 (\pm 14.4)	79.3 (12.5)	79.3 (\pm 13.7)	42.7 (\pm 12.2)	48.8 (\pm 8.2)	61 (\pm 7.2)	1329.8 (\pm 86.9)
		48	2010	170.1 (\pm 24.4)	164.1 (\pm 21.4)	134.2 (\pm 24.3)	91.5 (\pm 18.3)	106.7 (\pm 18.3)	100.7 (\pm 23.1)	61 (\pm 9.2)	61 (\pm 9.2)	36.6 (\pm 12.2)	36.6 (\pm 12.2)	67.1 (\pm 11.4)	79.3 (\pm 12.4)	109.8 (\pm 14.4)
		m. e.		527.8 Aa (\pm84.7)				241.3 Cb (\pm30.2)						206.8 Bb (\pm29.3)		1140.3 A (\pm98.2)
	<i>A. caueni</i>	48	2009	192.2 (\pm 34.1)	170.5 (\pm 32.1)	77.5 (\pm 35.2)	89.9 (\pm 15.5)	60.9 (\pm 17.1)	56.9 (\pm 13.4)	43.4 (\pm 26.5)	68.2 (\pm 34.5)	93.0 (\pm 27.5)	49.6 (\pm 21.7)	65.1 (\pm 21.7)	86.8 (\pm 21.7)	1054.0 (\pm 94.3)
		48	2010	49.6 (\pm 13.1)	68.2 (\pm 34.1)	93.0 (\pm 34.1)	58.9 (\pm 36.5)	71.3 (\pm 26.5)	49.6 (\pm 16.5)	27.9 (\pm 31.0)	27.9 (\pm 31.0)	37.2 (\pm 27.9)	27.9 (\pm 27.9)	161.2 (\pm 49.6)	102.3 (\pm 49.6)	161.2 (\pm 21.7)
		m. e.		323.4 Ba (\pm55.4)				193.4 Cb (\pm58.3)						315.3 Aa (\pm66.5)		981.9 B (\pm128.8)
Bs	<i>P. affinis</i>	48	2009	83.6 (\pm 32.7)	99.9 (\pm 24.7)	64.4 (\pm 27.8)	79.2 (\pm 18.5)	96.2 (\pm 23.5)	83.6 (\pm 25.7)	106.9 (\pm 36.4)	81.8 (\pm 31.5)	148.0 (\pm 22.1)	88.8 (\pm 25.9)	85.1 (\pm 23.4)	81.4 (\pm 26.7)	1106.3 (\pm 96.1)
		48	2010	85.1 (\pm 31.8)	118.4 (\pm 42.6)	99.9 (\pm 37.8)	79.2 (\pm 24.9)	91.0 (\pm 35.5)	76.0 (\pm 18.2)	72.0 (\pm 33.3)	72.0 (\pm 33.3)	92.5 (\pm 36.7)	29.6 (\pm 15.7)	75.8 (\pm 19.2)	83.3 (\pm 28.4)	62.9 (\pm 28.2)
		m. e.		278.0 Ba (\pm66.1)				252.0 Bca (\pm69.8)						239.1 Aba (\pm79.4)		1037.1 B (\pm153.7)
	<i>C. tala</i>	48	2009	61.6 (\pm 8.2)	73.2 (\pm 12.7)	65.6 (\pm 11.2)	74.4 (\pm 6.0)	70.8 (\pm 16.5)	80.4 (\pm 25.7)	99.6 (\pm 11.0)	128.4 (\pm 19.5)	72.0 (\pm 9.2)	57.6 (\pm 8.4)	55.2 (\pm 12.7)	51.6 (\pm 18.7)	891.6 (\pm 37.6)
		48	2010	54.8 (\pm 7.9)	58.8 (\pm 10.1)	58.0 (\pm 7.8)	109.2 (\pm 34.7)	184.8 (\pm 23.7)	124.8 (\pm 25.8)	50.0 (\pm 10.8)	50.0 (\pm 10.8)	54.0 (\pm 7.6)	35.2 (\pm 9.6)	68.8 (\pm 9.2)	69.6 (\pm 7.2)	99.2 (\pm 14.5)
		m. e.		185.9 Cb (\pm21.4)				322.6 Ba (\pm22.6)						200.9 Bb (\pm25.7)		928.4 B (\pm49.8)
	<i>A. caueni</i>	48	2009	14.8 (\pm 5.6)	14.7 (\pm 6.7)	20.3 (\pm 6.8)	13.3 (\pm 2.8)	10.5 (\pm 2.8)	4.2 (\pm 2.8)	5.6 (\pm 4.9)	4.2 (\pm 3.8)	6.3 (\pm 4.9)	10.5 (\pm 4.9)	12.6 (\pm 5.1)	13.3 (\pm 4.7)	132.3 (\pm 10.9)
		48	2010	18.8 (\pm 6.3)	32.2 (\pm 7.1)	14.0 (\pm 5.7)	9.1 (\pm 3.7)	16.1 (\pm 5.2)	20.3 (\pm 4.3)	15.4 (\pm 6.9)	15.4 (\pm 6.9)	9.1 (\pm 5.2)	5.6 (\pm 3.7)	4.9 (\pm 6.3)	7.0 (\pm 5.6)	11.2 (\pm 7.4)
		m. e.		57.5 Ea (\pm8.9)				36.8 Eb (\pm6.8)						29.7 Cb (\pm10.1)		147.0 D (\pm17.2)
Bp	<i>P. affinis</i>	48	2009	36.0 (\pm 7.0)	18.0 (\pm 8.5)	6.0 (\pm 5.8)	18.0 (\pm 6.0)	15.0 (\pm 5.8)	9.0 (\pm 6.0)	25.5 (\pm 10.5)	21.0 (\pm 12.4)	15.0 (\pm 9.5)	13.5 (\pm 9.8)	12.0 (\pm 10.5)	9.0 (\pm 7.2)	199.5 (\pm 19.0)
		48	2010	96.0 (\pm 12.5)	36.0 (\pm 13.5)	22.5 (\pm 9.7)	12.0 (\pm 9.7)	42.0 (\pm 5.0)	22.5 (\pm 11.3)	27.0 (\pm 5.5)	27.0 (\pm 5.5)	36.0 (\pm 6.2)	19.5 (\pm 8.2)	31.5 (\pm 15.2)	18.5 (\pm 12.9)	13.5 (\pm 11.2)
		m. e.		108.0 Da (\pm19.9)				59.5 Db (\pm14.7)						54.2 Cb (\pm21.6)		293.7 C (\pm37.1)
	<i>C. tala</i>	48	2009	101.2 (\pm 11.4)	117.3 (\pm 13.8)	34.5 (\pm 7.9)	75.9 (\pm 9.2)	82.8 (\pm 12.4)	98.9 (\pm 16.7)	317.4 (\pm 18.4)	156.4 (\pm 16.1)	41.4 (\pm 12.5)	55.2 (\pm 16.1)	48.3 (\pm 18.1)	39.1 (\pm 17.2)	1166.1 (\pm 42.1)
		48	2010	78.2 (\pm 14.7)	82.8 (\pm 16.5)	163.3 (\pm 15.8)	142.6 (\pm 14.7)	124.2 (\pm 11.0)	266.8 (\pm 8.5)	135.7 (\pm 15.7)	266.8 (\pm 8.5)	140.3 (\pm 13.6)	27.6 (\pm 9.2)	69.0 (\pm 20.7)	32.2 (\pm 18.3)	92.0 (\pm 9.5)
		m. e.		288.9 Bb (\pm29.2)				394.7 Aa (\pm23.8)						167.4 Bc (\pm32.7)		1259.7 A (\pm56.8)
	<i>P. nigra</i>	48	2009	50.5 (\pm 37.6)	47.0 (\pm 26.2)	38.8 (\pm 7.1)	68.7 (\pm 18.8)	47.0 (\pm 16.2)	58.2 (\pm 12.5)	91.7 (\pm 22.9)	101.0 (\pm 27.2)	75.2 (\pm 24.9)	61.7 (\pm 32.9)	84.6 (\pm 36.2)	102.8 (\pm 30.2)	831.9 (\pm 56.8)
		48	2010	291.4 (\pm 32.3)	220.9 (\pm 27.3)	131.6 (\pm 33.1)	108.1 (\pm 34.5)	56.4 (\pm 23.4)	79.9 (\pm 33.6)	75.8 (\pm 18.3)	75.8 (\pm 18.3)	107.5 (\pm 35.9)	70.5 (\pm 21.3)	169.2 (\pm 41.3)	141.0 (\pm 44.2)	131.6 (\pm 45.7)
		m. e.		391.3 Aba (\pm58.7)				212.3 Cb (\pm45.9)						346.5 Aa (\pm67.9)		1210.4 A (\pm114.7)

Tabla 3. Producción de hojarasca considerando las principales fracciones del aporte (hojas, tallos, flores, frutos y misceláneas), por bosque y especie (en kg MS ha⁻¹ a⁻¹ ± error estándar) y la relación hojas/tallo (H/t); se indica también el porcentaje relativo (debajo, en negritas y cursiva). Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre filas.

Bosque	Especie	n	Año	Hojas	Tallos	Flores	Frutos	Misceláneas	Total	H/t
Bi	<i>A. caven</i>	48	2009	301,3 (±24,4)	186,9 (±36,9)	10,1 (±3,1)	446,6 (±31,0)	298,9 (±38,2)	1243,8 (±76,9)	1,6
		48	2010	388,0 (±56,1)	203,5 (±43,9)	14,3 (±4,1)	212,2 (±52,0)	213,5 (±24,4)	1036,5 (±85,4)	1,9
			media	344,7 C (±67,1)	195,2 C (±54,9)	12,2 B (±6,1)	329,4 A (±61,0)	256,2 A (±42,7)	1140,3 A (±98,2)	1,8
			%	30,2	17,1	1,1	28,9	22,5	100	
	<i>A. caven</i>	48	2009	201,5 (±96,5)	437,1 (±89,2)	12,4 (±2,1)	80,7 (±21,0)	227,3 (±27,2)	959,0 (±104,3)	0,5
		48	2010	251,1 (±86,8)	477,4 (±92,3)	15,5 (±1,1)	71,2 (±28,0)	191,2 (±31,2)	1006,4 (±112,4)	0,5
			media	226,3 C (±108,5)	457,3 B (±102,3)	14,0 B (±2,8)	76,0 B (±31,0)	209,3 A (±37,2)	981,9 B (±128,8)	0,5
			%	23,1	46,6	1,4	7,7	21,3	100	
Bs	<i>P. affinis</i>	48	2009	455,1 (±69,5)	312,9 (±98,4)	7,4 (±1,2)	59,2 (±7,0)	255,3 (±24,4)	1089,9 (±124,1)	1,5
		48	2010	407,0 (±93,6)	288,6 (±101,4)	sd	sd	277,5 (±14,1)	973,1 (±36,8)	1,4
			media	431,1 B (±103,6)	305,3 C (±118,4)	3,7 C (±3,7)	29,6 B (±12,7)	266,4 A (±44,4)	1037,1 B (±153,7)	1,4
			%	41,5	29,4	0,4	2,9	25,7	100	
	<i>C. tala</i>	48	2009	484,8 (±27,0)	196,8 (±18,4)	25,0 (± 0,7)	39,4 (±10,1)	152,4 (±11,4)	898,4 (±33,6)	2,5
		48	2010	534,0 (±33,6)	200,4 (±31,4)	26,6 (±0,5)	29,0 (±9,0)	168,0 (±10,2)	958,0 (±26,8)	2,7
			media	509,4 B (±42,0)	198,6 C (±38,4)	25,8 A (±1,2)	34,2 B (±12,0)	160,2 B (±14,4)	928,4 B (±49,8)	2,6
			%	54,8	21,4	2,8	3,7	17,2	100	
	<i>A. caven</i>	48	2009	18,4 (±4,9)	70,0 (±12,8)	sd	5,6 (±1,5)	50,4 (±4,1)	143,4 (±16,9)	0,3
		48	2010	25,0 (±12,4)	81,9 (±10,1)	1,4 (±0,4)	sd	43,4 (±7,2)	151,7 (±15,7)	0,3
			media	21,7 E (±15,4)	76,0 D (±16,8)	0,7 (±0,7) C	2,8 (±2,8) C	46,9 C (±9,1)	147,0 D (±17,2)	0,3
			%	14,8	51,7	0,5	1,9	31,9	100	
Bp	<i>P. affinis</i>	48	2009	60,5 (±17,5)	128,5 (±24,5)	sd	sd	70,5 (±11,0)	259,5 (±34,0)	0,5
		48	2010	88,0 (±23,0)	174,5 (±31,0)	sd	1,5 (±0,3)	61,5 (±14,5)	323,5 (±36,1) d	0,5
			media	74,3 D (±33,0)	151,5 C (±36,0)	sd	0,8 C (±0,8)	66,0 C (±19,5)	293,5 (±37,1) C	0,5
			%	25,3	51,5	sd	0,3	22,4	100	
	<i>C. tala</i>	48	2009	579,6 (±36,1)	338,1 (±47,9)	sd	36,8 (±13,0)	247,0 (±29,9)	1201,5 (±42,1)	1,7
		48	2010	724,5 (±45,6)	276,0 (±51,2)	2,3 (±0,7)	41,4 (±21,0)	259,0 ± 22,2)	1303,2 (±45,3)	2,6
			media	652,0 A (±50,6)	307,1 B (±52,9)	1,2 C (±1,2)	39,1 B (±23,0)	253,0 A (±32,2)	1259,7 A (±56,8)	2,1
			%	51,7	24,4	0,1	3,1	20,1	100	
	<i>P. nigra</i>	48	2009	288,0 (±72,9)	621,7 (±88,1)	0	24,7 (±4,7)	117,5 (±51,1)	1051,9 (±126,9)	0,5
		48	2010	327,7 (±57,4)	797,7 (±95,1)	32,9 (±1,7)	22,3 (±17,0)	188,0 (±45,2)	1368,6 (±192,7)	0,4
			media	307,9 C (±103,4)	709,7 A (±108,1)	16,5 B (±12,7)	23,5 B (±23,0)	152,8 B (±61,1)	1210,4 A (±114,7)	0,4
			%	25,4	58,6	1,4	1,9	12,6	100	

(s.d.: Sin datos)

Los máximos aportes de frutos estuvieron representados por *A. caven* en el *Bi* con una media de 0,33 kg MS ha⁻¹ a⁻¹. En el caso de *A. caven* los frutos en relación al total representaron un 29, 8 y 2,0 % en los *Bi*, *Bs* y *Bp* respectivamente.

Por último la fracción miscelánea en los bosques estudiados fue máxima en el caso de *P. affinis* en el *Bs* sin que se establezcan diferencias significativas ($p > 0,05$; Tabla 3) respecto a *A. caven* en los *Bi* y *Bs*, y *C. tala* en el *Bp*. Los mínimos aportes se registraron en *A. caven* y *P. affinis* en el *Bp*.

Las mayores proporciones de hojas/total aportados fueron de 55 y 52 % en *C. tala* de los *Bs* y *Bp*, lo cual se corresponde con la producción de una especie caducifolia; en contraposición con *A. caven* (con características de semicaducifolia) que, además, presentó crecimiento y desarrollo limitado en el *Bp*, aportando solo un 15 % de hojas.

DISCUSIÓN

Aporte aéreo anual de hojarasca

En los bosques estudiados las producciones de hojarasca globales son algo menores de la estimación universal de 5,6 Mg MS ha⁻¹ a⁻¹ (Brinson *et al.* 1980) para bosques templados-cálidos. Sin embargo, todos los bosques aquí estudiados superan el valor de 0,3 Mg MS ha⁻¹ a⁻¹ indicado por Carnevale y Lewis (2001) para otros bosques subtropicales mesotérmicos del Norte de Argentina.

Se sostiene que hay una relación entre el incremento de la productividad a medida que la sucesión ecológica avanza (Eviner 2004) y, en concordancia con ello, tanto el *Bs* como el *Bp* fueron los bosques de mayor aporte anual diferenciándose significativamente del *Bi*. Sin embargo, hubiera sido esperable una máxima productividad en el *Bp*, pero no presentó diferencias estadísticas respecto a *Bs*; ello podría deberse a que, efectivamente, el *Bp* es un bosque maduro que ha estabilizado su productividad con mayor riqueza y cobertura específica respecto al *Bs*; ello confirma la hipótesis de trabajo con la salvedad de que la productividad en ecosistemas del Espinal Mesopotámico se estabiliza a partir del estado sucesional *Bs*.

Los tres bosques estudiados pueden diferenciarse significativamente de acuerdo con las contribución de las fracciones hojas y tallos (de interés para caracterizar bosques correspondientes a una sucesión); así la relación hojas/tallo ha sido utilizada como índice de madurez en bosques (Martín *et al.* 1993). Se analizó la relación hojas/tallo por especie y bosque como índice de madurez y se observó que oscila mucho entre especies, con valores altos en algunos casos (*v. g.*, de 1,8 para *A. caven* en el *Bi*, 1,4 para *P. affinis* y 2,6 para *C. tala* en el *Bs*; o una media de 2,1 para *C. tala* en el *Bp*) a valores en torno al 0,5 en otros (*v. g.*, *A. caven* en los *Bs* y *Bp*, y *P. affinis* o *P. nigra*

en el *Bp*); todo ello podría estar relacionado con el grado de dominancia o desarrollo de estas especies a cada uno de los bosques.

Si bien la contribución de hojas suele superar ampliamente al aporte de tallos (Gallardo *et al.* 1989; Drake *et al.* 2010) en los bosques del Espinal Mesopotámico se observó una relación inversa entre la citada relación hojas/tallo y estado sucesional de los bosques (valores medios en la relación hojas/tallo de 1,8, 1,5 y 0,8 para los *Bi*, *Bs* y *Bp* respectivamente). Posiblemente estos resultados se deban a que las características de las especies aquí estudiadas son xerófitas (con una baja relación hojas/tallo) con crecimiento lento y características de leñosas. En función de lo expuesto se rechaza la hipótesis de que los estados sucesionales avanzados incrementan los aportes de la razón hojas/tallo.

En relación a esto *A. caven* en el *Bp* fue la que mayor proporción de tallos aportó, con una relación de hoja/tallo 0,3; con 0,5 en el *Bs* y con 1,8 en *Bi*. Esto podría deberse a que ésta especie (con características de colonizadora), en función de las condiciones de crecimiento (estado sucesional) produce mayor o menor proporción de tallos. Dicha especie en el *Bp* mostró una productividad limitada y un crecimiento limitado por la dominancia de *P. nigra* y *C. tala*, lo cual podría estar asociado a una escasa biomasa fotosintética y elevada proporción de tallos seniles. En contraposición a lo anteriormente descrito la misma especie en el *Bi* (donde es dominante) tuvo la menor proporción en cuanto al aporte de tallos (17 %) debido, en gran parte, a la falta de competidores leñosos (y quizás mayor disponibilidad de nutrientes), lo cual se expresó en un crecimiento activo con mayor biomasa fotosintética y menor proporción de tallos seniles.

En el mismo sentido *P. affinis* con características de especie dominante en el *Bs* tuvo proporción hojas/tallo de 1,4 y de 0,5 en *Bp*, lo cual denota (al igual que *A. caven*) las limitaciones impuestas por las especies dominantes en un estado sucesional que la obliga a estabilizar su productividad.

Con los máximos valores de la relación hojas/tallo se expresó *C. tala* con valores de 2,6 y 2,1 en los *Bs* y *Bp* evidenciando su máximo potencial en *Bs* donde posiblemente compite mejor con *P. affinis* que con *P. nigra* en el *Bp*.

Los máximos aportes de frutos fueron registrados en *A. caven* en el *Bi*, con notable variación interanual entre los aportes durante los años 2009 y 2010. Entre las causas asociadas a estas importantes diferencias interanuales podrían destacarse la permanencia del fruto en copa durante un tiempo prolongado y sus posteriores aportes aleatorios en función de factores climáticos (como, por ejemplo, velocidad del viento), influyendo también las variaciones plurianuales en la fructificación asociadas al ciclo reproductivo propios de la especie ('vejería'). Las diferencias en los aportes relativos de frutos en *A. caven* (que representaron un 29, 8,0 y 2,0 % en los *Bi*, *Bs* y *Bp* respectivamente) podrían explicarse a partir de la necesidad de maximizar la productividad en frutos (muy evidente en el *Bi*) que aseguren su éxito reproductivo y la

colonización de los sitios desforestados o degradados (Durán *et al.* 2005; Harvey *et al.* 2007).

La fracción miscelánea en los bosques estudiados fue máxima en *P. affinis* en el Bs y mínima en *A. caven* y *P. affinis* en el Bp. La productividad de esta fracción está asociada a la presencia/ausencia de especies exóticas, lo cual depende fundamentalmente del manejo del sistema de pastoreo en cada bosque. Los aportes de misceláneas máximos en *A. caven* y mínimos en *P. nigra* en el Bp podrían explicarse si se considera el efecto de competencia por luz y nutrientes entre especies exóticas y árboles del bosque nativo, evidenciando mayor vulnerabilidad a la invasión bajo una misma situación de manejo en el caso de *A. caven* (al poseer menor cobertura respecto a *P. nigra* en el Bp). La relativamente alta contribución de la fracción misceláneas (en torno al 20 %) en la producción (de acuerdo con Aceñolaza *et al.* 2009) es esperable en bosques mixtos al existir estrato arbustivo con especies de la familia *Asteraceae*; además en estos bosques (con aprovechamiento silvopastoril) el estrato arbustivo se encuentra directamente asociado a un manejo inadecuado de pastoreo continuo, favoreciendo la aparición de arbustos motivado por la presión de la herbivoría selectiva que ejerce el ganado.

Patrón temporal del aporte de hojarasca

Factores climatológicos tales como precipitación, viento o temperatura influyen netamente en el patrón del aporte aéreo. Respecto a la relación del patrón de aporte de hojarasca estacional y las variables ambientales Aceñolaza *et al.* (2009) observaron correlaciones significativas entre producción de hojarasca y la oscilación del nivel de altura del río Paraná en bosques de la llanura aluvial de la cuenca del Paraná (R. Argentina). En bosques del Espinal Mesopotámico y se realizó este análisis y no se encontraron correlaciones significativas entre los aportes mensuales y factores climáticos tales como precipitación y temperatura descritos en el diagrama ombrotérmico; quizás la limitación de contar con un registro de tan sólo dos años de aporte de hojarasca limite la manifestación de patrón de aporte mensual definido.

Analizando los aportes totales de las especies y los bosques por estaciones se pudieron describir patrones definidos para cada caso. Se observó un aporte de pico estival, diferenciándose estadísticamente de las demás estaciones ($p < 0,05$) en *A. caven* en los Bi y Bp, y en *P. affinis* en el Bp; ello concordó con estudios similares realizados en el bosque mediterráneos en los cuales se encontró que la sequedad estival puede acelerar la abscisión de hojas (Santa Regina *et al.* 1997; Piao *et al.* 2006), estando condicionado el patrón de producción anual de hojarasca en los bosques de robles caducifolios (*Quercus pyrenaica*); lo mismo fue observado en bosques de encina (*Q. rotundifolia*). Particularmente en *A. caven* del Bi el pico de aporte estival indicó que la estación seca (manifiesta en el mes de Febrero; véase diagrama ombrotérmico) afectó significativamente a esta especie en el Bi (diferenciándose significativamente

de los demás bosques), lo cual está asociado a una menor cobertura relativa que incide en una mayor evapotranspiración, acentuándose el estrés hídrico debido a las máximas temperaturas, originando máximos aportes estivales en concordancia con lo indicado por Santa Regina *et al.* (1997).

En coincidencia con Jeffrey *et al.* (2007) se observó complementariedad de los aportes de hojarasca entre especies, tanto en el Bs como en el Bp. Durante el ritmo de caída anual se observaron aportes complementarios en *P. nigra* y *C. tala* en el Bp, y en *A. caven* y *C. tala* en el Bs. En términos globales los aportes individuales de las especies posibilitaron un aporte constante de residuos orgánicos a lo largo del ciclo anual en los Bs y escasamente variable en el Bp (aunque con alguna diferencia significativa entre estaciones).

CONCLUSIONES

Las principales conclusiones derivadas de los datos discutidos son:

La productividad en Ecosistemas de Espinal Mesopotámico se estabilizó a partir del estado sucesional Bs.

La evolución estacional de los aportes de hojarasca en la secuencia sucesional de bosques está determinada por el ritmo de producción de la especie dominante, siendo decreciente en el Bi, constante en el Bs y con alguna esporádica diferencia significativa en el Bp.

La relación hojas/tallo en bosques es un buen indicador del estado sucesional de los bosques semixerófilos del Espinal Mesopotámico, indicando que a menor proporción hojas/tallo mayor madurez del bosque.

Se encontró que las producciones de hojarasca de los bosques semixerófilos del Espinal Mesopotámico están por debajo que las propuestas para bosques templados-cálidos, aunque son superiores a las encontradas en los bosques subtropicales mesotérmicos.

Los aportes de flores representan un porcentaje muy bajo en el aporte total anual de hojarasca (inferior al 3 %).

Los mayores aportes de frutos están asociados a una estrategia de colonización (como lo muestra *A. caven* en el Bi) y los mayores aportes de misceláneas a la invasión de exóticas asociadas a manejos inadecuado del sistema silvopastoril.

Agradecimientos:

A la financiación parcial otorgada mediante el Proyecto PIDA-2009 de la U.A.D.E.R.; también a A. Caropressi y M. Benedetti por su colaboración en el tratamiento de las muestras. Este trabajo ha sido posible gracias al Programa *Erasmus Mundus* y al Convenio establecido entre la Universidad de Valladolid y la U.A.D.E.R., además de la estancia del primer autor en el IRNASa/C.S.I.C.

BIBLIOGRAFÍA

- Aceñolaza P.G. 2000. Variabilidad estructural de una comunidad forestal sobre suelos vérticos de la provincia de Entre Ríos. *Rev. Fac. Agron.* (Buenos Aires), 20: 123 - 130.
- Aceñolaza P.G., L.P. Zamboni y J.F. Gallardo. 2006. Ciclos biogeoquímicos de bosques de la llanura de inundación del río Paraná (Argentina): Aporte de hojarasca. En: *Medioambiente en Iberoamérica. Visión desde la Física y la Química en los albores del siglo XXI*, J.F. Gallardo Lancho (ed.) Badajoz (España). *Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental* 2: 529-536.
- Aceñolaza P.G., L.P. Zamboni y J.F. Gallardo Lancho. 2009. Aporte de hojarasca en bosques del predelta del río Paraná (Argentina). *Bosque* 30: 135-145.
- Aceñolaza P.G., L.P. Zamboni, E.E. Rodríguez y J.F. Gallardo. 2010. Litterfall production in forests located at the Pre-delta area of the Paraná River (Argentina). *Ann. For. Sci.* 67.
- Arturi M. 2006. Situación ambiental en la ecorregión Espinal. En: A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (eds.). *La situación ambiental argentina 2005*. Buenos Aires. Fundación Vida Silvestre Argentina. Pp.: 241-246.
- Bartlett M.S. 1937. Properties of sufficiency and statistical tests. *Proceedings of the Royal Society of London, Series A* 160 (901): 268-282.
- Bolsa de Cereales de Entre Ríos. 2010. Página WEB: <www.bolsacer.org.ar/Fuentes/index.php>.
- Braun-Blanquet J. 1979. *Fitosociología: Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume, Madrid. 820 pp.
- Bray J. R. y E. Gorham. 1964: Litter production in forest of the world». *Advances Ecol. Res.* 2: 101-157.
- Brinson M.M., H.D. Bradshaw, R.N. Holmes y J. Elkins. 1980. Litterfall, stemflow, and throughfall nutrient fluxes in an alluvial swamp forest. *Ecology* 61: 827-835.
- Burkart R., N. Bárbaro, O. Sánchez y D. Gómez. 1999. *Eco-regiones de la argentina. Administración de Parques Nacionales*. PRODIA, Buenos Aires. 43 pp.
- Cabrera A.L. 1994. Regiones Fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* (1). Ed. ACME, Buenos Aires. 505 pp.
- Gallardo J.F., I. Santa Regina y C. San Miguel. 1989. Ciclos biogeoquímicos en bosques de la Sierra de Bejar (Salamanca, España). 1. Producción de hojarasca. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 26: 35-46.
- Carnevale N. y J. P. Lewis. 2001. Litterfall and organic matter decomposition in a seasonal forest of the eastern Chaco (Argentina). *Rev Biol. Trop.* 49: 203-212.
- Chaneton E. 2005. Factores que determinan la heterogeneidad de la comunidad vegetal en diferentes escalas espaciales. En: M. Oesterheld *et al.* (eds.). *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León*. Facultad de Agronomía, Buenos Aires. Pp.: 19-42.
- De Petre A y S. Stephan. 1998. Características pedológicas y agronómicas de los Vertisoles de Entre Ríos. Argentina. Facultad de Ciencias Agropecuarias Universidad Nacional de Entre Ríos (Argentina). 65 pp.

- Drake J.E., L.M. Raetz, S.C. Davis y E.H. DeLucia. 2010. Hydraulic limitation not declining nitrogen availability causes the age-related photosynthetic decline in loblolly pine (*Pinus taeda* L.). *Plant, Cell & Environ.* 33:10, 1756-1766.
- Durán S.M. y G.H. Kattan. 2005. A test of the utility of exotic tree plantations for understory birds and food resources in the Colombian Andes. *Biotropica* 37: 129-135.
- Eviner V.T. 2004. Plant traits that influence ecosystem processes vary independently among species. *Ecology*, 85: 2215- 2229.
- Gauch H.G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge Univ. Press, Londres. 298 pp.
- González M.I.M, y J.F. Gallardo. 1982. El efecto hojarasca: Una revisión. *Anal. Edaf. Agrobiol.*, 41: 1129-1157.
- Haase R. 1999. Litterfall and nutrient return in seasonally flooded and non-flooded forest of the *Pantanal*, Mato Grosso, Brazil. *For. Ecol. & Manage.* 117: 129-147.
- Harvey C.A. y J.A. González Villalobos. 2007. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodivers. Conserv.* 16:2257-2292
- I.N.T.A. 1990. *Carta de Suelos de la República Argentina, Departamento La Paz (Entre Ríos)*. I.N.T.A., Subsecretaría de Asuntos Agrarios de Entre Ríos, Paraná (Argentina). 150 pp.
- I.N.T.A. 2000. *Carta de suelos de la República Argentina. Plan Mapa de Suelos de la Provincia de Entre Ríos, Departamento Villaguay*. Subsecretaría de Asuntos Agrarios de Entre Ríos, Paraná (Argentina). 130 pp.
- Jeffrey A., J. Jennifer, C. Jenkins, S. Dennis y O. Ducey. 2007. Spatial patterns of forest characteristics in the western United States derived from inventories. *Ecol. Appl.* 17(8): 2387-2402
- Jongman R.H., C.J. Ter Braak y O.F. Van Tongeren (eds). 1999. *Data análisis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 299 pp.
- Lezama F., A. Altesor, R. León y J. Poruelo. 2006. Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica de Uruguay. *Ecol. Austral* 16: 167-182.
- Lewis J.P., D.E. Prado e I.M. Barberis. 2006. Los remanentes de bosques del Espinal en la provincia de Córdoba. En: *Situación Ambiental Argentina 2005*, A.D. Brown y J. Corcuera (eds.). Editorial Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. Pp. 254-260.
- Londoño A., D.C. Montoya, J.D. León y M.I. González. 2005. Ciclaje y pérdida de nutrientes del suelo en bosques altoandinos de Antioquia, Colombia. *Rev. Fac. Nacional Agron.* 60: 3717-3734.
- Martín A., I. Santa Regina y J.F. Gallardo. 1993. Ciclos biogeoquímicos en un bosque perenne de encina (*Quercus rotundifolia*) en las proximidades de Salamanca (España): Retorno potencial. En: *Biogeoquímica de ecosistemas*, J.F. Gallardo (ed.) Junta de Castilla y León, Valladolid (España). Pp. 151-160.
- McCulloch C.E. y S.R. Searle. 2001. *Generalized, linear and mixed models*. 4^a. edn. Wiley-Interscience, Nueva York. 382 pp.

- Monedero C. y V. González. 1995. Producción de hojarasca y descomposición en una selva nublada del ramal interior de la Cordillera de la Costa, Venezuela. *Ecotropicos* 8: 1-14.
- Muñoz J. de D., Milera, S., Romero, C y A. Brizuela. 2005. Bosques Nativos y Selvas Ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. En: *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino. INSUGEO, Ser. Miscelánea* (Argentina), 14: 169-182.
- Piao S., J. Fang, L. Zhou, P. Ciais y B. Zhu. 2006. Variations in satellite derived phenology in China's temperate vegetation. *Global Change Biol.*, 12: 672-685.
- Ramírez J.A., C.M. Zapata, J.D. León y M.I. González. 2007. Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de Piedras Blancas, Antioquia (Colombia). *Interciencia* 32: 303-311.
- Sabattini R. A., N. Muzzachiodi, A. F. Dorsch, M. del C. Lallana y J. H. I. Elizalde. 2002. Manual prácticas de manejo de monte nativo. Proyecto de extensión UNER. Capacitación sobre manejo sustentable del monte nativo del centro norte de Entre Ríos. Facultad de Ciencias Agropecuarias. U.N.E.R., 53 pp.
- Santa Regina I., J.F. Gallardo, M. Rico, A. Martín, H. A. Gallego, G. Moreno y S. Cuadrado. 1991. Datos preliminares sobre biomasa aérea, producción y características edafoclimáticas de ecosistemas forestales de *Quercus pyrenaica* (Sierra de Gata, Salamanca). *Studia Oecol.* 8: 147-158.
- Santa Regina I., M. Rapp, A. Martín y J.F. Gallardo. 1997. Nutrient release dynamics in decomposing leaf to litter in two Mediterranean deciduous oak species. *Ann. For. Sci.* 54: 747-760.
- UNESCO-PNUMA-FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura-Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 1980. *Ecosistemas de los bosques tropicales*, Cap. 10: 231-245. F.A.O., Roma.
- Zamboni P. y P.G. Aceñolaza. 2004. Aporte al conocimiento de ciclos de materia orgánica en formaciones boscosas de la llanura de inundación del río Paraná. *INSUGEO, Serie Misc.* (Argentina), 12: 5-12.

CONTAMINACIÓN DE LA ZONA LACUSTRE DE XOCHIMILCO EN LA CIUDAD DE MÉXICO

**Violeta Mugica, Yessica Carreón, Miguel Torres,
Mirella Gutiérrez y Luis Noreña**

Av. San Pablo 180, Col Reynosa, Azcapotzalco, México (D.F. Méjico).

E-mails: <vma@correo.azc.uam.mx>, <bycg@yahoo.com>, <trm@correo.azc.uam.mx>, <gam@correo.azc.uam.mx>, <lnf@correo.azc.uam.mx>.

Resumen: Xochimilco (México) representa una tradición ancestral relacionada con un método agrícola que practicaron los nativos de la Ciudad de México en la época precolombina a partir de la construcción de las llamadas “chinampas” sobre las que se siembran hortalizas, maíz y plantas de ornato. La preservación de la zona de chinampas es prioritaria, ya que es una atracción turística y un legado cultural, y está en riesgo la denominación de esta zona como Patrimonio Cultural de la Humanidad debido a la sobrepoblación y a la sobreexplotación del manto acuífero. Esta investigación tuvo el objetivo de determinar la calidad del agua en la Zona Lacustre de Xochimilco (ZLX). Se midieron durante tres años diversos indicadores fisicoquímicos de la calidad del agua en 10 canales de la zona con distinto uso de suelo. Se determinaron las concentraciones de Cd, Cu, Cr, Fe, Pb, Ni y Zn para evidenciar posibles riesgos para la salud y la vida acuática por el uso del agua en el riego de las chinampas. Los resultados muestran que algunas partes de la ZLX presentan condiciones tróficas que se recuperan en parte durante la época de lluvias. Las altas concentraciones de sólidos, elevada alcalinidad y DBO muestran la necesidad de restaurar el área. En cuanto a los metales pesados las mayores concentraciones se presentan en la zona urbana y turística; el plomo rebasa la normatividad mexicana para humedales naturales y aunque otros metales no la exceden su concentración puede elevarse en el futuro si no se controla adecuadamente.

Palabras clave: Xochimilco, metales, eutroficación, chinampa, México.

Pollution in the Xochimilco Lake area of Mexico City

Abstract: Xochimilco (Mexico) is one of the few ancient traditions related to a type of agriculture practiced by the pre-Columbian natives located in the area of Mexico City, through the construction of “chinampas” where corn, vegetables, and flowers are planted. Preservation of the chinampa area is priority since is a touristic attraction and a cultural legacy; in addition, there is in risk the denomination from UNESCO as a World Heritage Site, due to actually is overcrowded and the aquifer has been overexploited. In this document, we present the research carried out

with the main objective to determine the water quality in the Xochimilco Lake Zone (XLZ). During three years several physicochemical parameters were measured. Ten channels were sampled representing different types of land use. Furthermore, the level concentrations of Cd, Cu, Cr, Fe, Pb, Ni, and Zn were measured with the aim to assess potential risks for aquatic life and health by water use in the crops planted on chinampas. Results show that several zones of the XLZ have trophic conditions, sometimes naturally remediated during the rainy season. Nevertheless, the high alkalinity, BOD, and high solid concentration make necessary a remediation plan to restore the wetland. Regarding heavy metals, we found that the highest concentrations are in the touristic and the urban zones; lead exceeds the Mexican guidelines of water quality for natural wetlands and although other metals are lower to these guidelines, they can rise if water quality is not managed more carefully.

Key words: Xochimilco, metals, eutrophication, chinampa, Mexico.

INTRODUCCIÓN

La Zona Lacustre de Xochimilco (ZLX, México) pertenece a la subcuenca del mismo nombre; se originó como resultado de las actividades tectónicas que favorecieron la formación de un sistema de lagos interconectados (Chalco, Xochimilco, Chapultepec, Texcoco y Zumpango). Xochimilco no era precisamente un lago, sino una laguna alimentada por una serie de canales, que mantenían el equilibrio del sistema. A finales del siglo XIX las fuentes naturales que surtían a esta laguna fueron disminuyendo a tal grado que a principios del siglo XX la explotación excesiva de los mantos acuíferos de la Ciudad de México originó la depuración de la zona lacustre, rompiendo el equilibrio natural agua-suelo-organismos. La hidrografía del lago de Xochimilco está condicionada por una red de arroyos de escurrimiento intermitente que, a su vez, es determinada por la permeabilidad de los suelos y la fractura de las rocas. Las corrientes que configuran la subcuenca de Xochimilco son los arroyos San Buenaventura, Santiago, San Lucas y San Gregorio, así como numerosas y menores corrientes que bajan a Nativitas, San Luis Tlaxialtemalco, Tulyehualco, Iztapalapa y Tláhuac, proviniendo (en los dos últimos casos) del Cerro de la Estrella y de la Sierra de Santa Catarina (González, 1991). Este ecosistema aún alberga a más de 140 especies de aves migratorias y especies endémicas (Zambrano *et al.* 2009).

Las lagunas y sus canales que antiguamente fueran cuerpos de agua naturales mantienen su nivel por la recarga diaria proveniente principalmente de las aguas tratadas de las plantas de Cerro de la Estrella y San Luis Tlaxialtemalco desde el año 1959. Esta situación contribuye, en parte, al rompimiento del equilibrio ecológico de la zona ya que, con frecuencia, dichas aguas traen exceso de sales u otros contaminantes. Así mismo la zona sufre una severa contaminación por las descargas sin tratar del drenaje de la zona urbana, uso de fertilizantes y plaguicidas, incremento de granjas y de la zona turística

(que recibe más de 30,000 visitantes cada fin de semana), además de los asentamientos regulares e irregulares en las zonas de cultivo o chinampas (Acosta 2006).

El aporte pluvial promedio anual en la zona de Xochimilco está entre 700 y 900 mm año⁻¹ y el volumen que se extrae es de alrededor de 3,4 m³ s⁻¹. Actualmente la extensión acuática es de alrededor de 1,5 km² y los lagos han sido sustituidos por una red de canales y pequeñas lagunas (López *et al.* 2006). La contaminación en Xochimilco es compleja por la diversidad de componentes (químicos, biológicos y desechos sólidos) y de fuentes (plantas de tratamiento de aguas residuales, descargas de la zona urbana y atmósfera), que, con frecuencia, se relacionan entre sí y actúan en forma simultánea, provocando un deterioro en el ambiente y en las especies de seres vivos que habitan en la zona y favoreciendo una disminución en su biodiversidad (Juárez-Figueroa *et al.* 2003).

Xochimilco es mundialmente conocido por conservar su centenario sistema de cultivo denominado *chinampa*, que son pequeñas parcelas para cultivar flores y hortalizas sobre los lagos y lagunas superficiales cenagosas y poco profundas (0,5-1,8 m). Los ahuejotes (*Salix bonplandiana*), árboles típicos que solamente crecen en esta región, tienen como principal función la de fijar las chinampas al fondo del lago controlando la erosión del viento y fortaleciendo los bordes sin quitar demasiada luz a los cultivos (dado que su ramaje es vertical). La Zona Chinampera pierde terreno productivo a un ritmo de 18 ha por año debido a la pérdida de viabilidad y al pasar a ser suelo urbano. Además, sólo el 47,7 % del suelo se dedica a chinampas (en el 12,5 % se han instalado invernaderos, el 9,4 % es zona inundada, 16,0 % son pastizales y en el 14,4 % se produce maíz que empobrece el suelo por ser altamente demandante de nutrientes). Existen especies endémicas como el ajolote (*Ambystoma mexicanum*), que actualmente se encuentra catalogada como una de las especies críticamente amenazadas (NOM-059-SEMARNAT-2001), habiendo disminuido su población de 2004 a 2008 a la décima parte (Culcyt 2008), tanto por la contaminación como por la propagación de peces como la tilapia (*Oreochromis niloticus*) y la carpa (*Cyprinus carpio*).

A partir de 1987 Xochimilco fue declarado Patrimonio Histórico y Cultural de la Humanidad por la UNESCO y ratificado en el año 2002 por su valor excepcional y universal como sitio cultural. Sin embargo, la región no ha sido protegida adecuadamente; la desecación del lago ha repercutido en la zona lacustre que originalmente contaba con 3.000 ha de extensión, de las cuales 1.000 ha se han perdido en aproximadamente 25 años (Garzón 2002). A pesar del deterioro del sistema hidrológico la ZLX sigue siendo en la actualidad muy importante como vaso regulador de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México y como fuente de producción agrícola, además de ser una de las zonas turísticas más importantes de la Ciudad de México (UNRISD 1992). Actualmente el crecimiento de zonas urbanizadas es la principal amenaza, ya

que los habitantes de las chinampas rellenan con cascajo y tierra los canales para ganar terreno al lago.

Aunque se han realizado una gran cantidad de estudios sobre la contaminación de la ZLX se ha publicado muy poco. Entre ellos destacan el de Bojórquez y Amaro (2003) y de Zambrano *et al.* (2009) sobre calidad del agua; otros versan sobre microorganismos (Esquivel y Soto 2003; López-López *et al.* 2010) y especies animales (López *et al.* 2006, Álvarez y Rangel 2007; Mazari-Hiriart *et al.* 2008). También se han propuesto diversos programas de rescate auspiciados por instituciones internacionales y nacionales (Cisneros 1992; UNESCO 2005); además hay estudios fisicoquímicos (Solís *et al.* 2006; Quiroz-Flores *et al.* 2008; Carreón *et al.* 2003), así como estudios sobre la construcción de humedales artificiales para controlar la contaminación (Martínez-Cruz *et al.* 2006; Ramírez-Castillo *et al.* 2009). Aquí se presenta la descripción y usos de la ZLX y las características fisicoquímicas de los distintos tipos de lagunas y canales, así como los parámetros indicadores de la calidad del agua y los niveles de contaminación por metales determinados durante tres años (2004-2006).

MATERIAL Y MÉTODOS

Descripción de la Zona Lacustre de Xochimilco (ZLX)

La ZLX se encuentra situada geográficamente en la parte sureste del Distrito Federal de México entre los 99° 31' y 99° 01' de longitud Occidental y los 19° 17' y 19° 1' de latitud Norte. Tiene una altitud aproximada de 2250 m s.n.m. Montañas, volcanes, ríos, lago, canales y manantiales conforman las características geográficas de su territorio. Entre éstos destacan los cerros de Xochitepec y Tlacualleli y los volcanes Teuhtli y Tzompol. La zona presenta un clima subtropical de altitud elevada, con una temperatura media anual de 16 °C la mayor parte del año. La época de secas es de Enero a Mayo y la de lluvias de Junio a Septiembre.

Cuenta con 185 km de canales, 7 lagunas y 2 humedales estacionales; el agua fluye a menos de 4 m por hora desde el Sur en la salida de la planta de tratamiento hacia el Norte donde se localiza la más grande salida del drenaje de la Ciudad (Zambrano *et al.*, 2009). Entre los canales principales se encuentran: Nacional, Chalco, Cuemanco, el Bordo, San Juan, Amecameca, Apatlaco y Santa Cruz (que recorren el lago). Las lagunas importantes son: Del Toro, La Virgen, Tlilac, Tlicutlli, Tezhuízotl, Caltongo y Xaltocan; en tanto que las presas San Lucas Xochimanca y la Pista Olímpica Virgilio Uribe en Cuemanco complementan este paisaje lacustre. Nueve embarcaderos resguardan las lanchas, así como las tradicionales chalupas, canoas y trajineras; funcionan a manera de puertos para el trasbordo de visitantes así como de mercancías y usuarios locales de las actividades chinamperas.

Sitios de muestreo

Se ubicaron diez estaciones de muestreo que se pueden clasificar en tres zonas dependiendo del tipo de uso de suelo (Fig. 1): a) Zona chinampera ubicada al norte de la Zona lacustre (Laguna del Toro, Canal de Otenco, Paso del Águila, el Bordo); en esta zona se encuentran ubicadas únicamente áreas cultivables en los márgenes, así como pequeños invernaderos y algunos establos; b) Zona urbana que se ubica principalmente en la sección central (Infiernito, Apatlaco y Puente de Urrutia) en la cual se encuentran casas habitación o comercios con descargas directas a la orilla de los canales; y c) Zona turística (Canal Nacional, Canal Cuemanco y Canal de Santa Cruz) dedicada a paseos en trajineras y actividades deportivas.

Cabe mencionar que en el Canal Nacional se encuentra una entrada de descarga de agua tratada de la planta del Cerro de la Estrella. La Tabla 1 presenta algunas características de los sitios.

Entre los años 2004 a 2006 se colectaron muestras de agua superficiales en dos meses correspondientes a la época de secas (Marzo o seca-caliente y Noviembre seca-fría) y la época de lluvias (Julio).

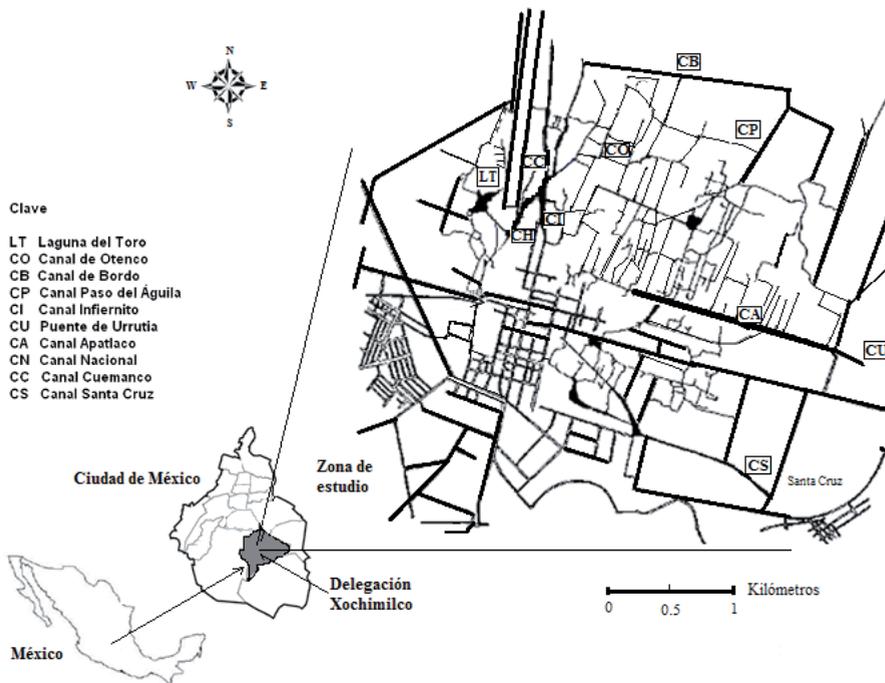


Figura 1. Zona Lacustre de Xochimilco y sitios de muestreo (México; Mugica *et al.* 2004).

Tabla 1. Ubicación y descripción de los sitios de muestreo (Xochimilco, México).

Clave	Estación	Zona	Latitud N	Latitud W	Descripción
LT	Laguna del Toro	Chinampera	19°16'3"	99°07'40"	Laguna con ancho alrededor 500 m. Chinampas de hortalizas y flores.
CO	Canal de Otenco	Chinampera	19°16'35"	99°05'10"	Laguna rodeada de chinampas de hortalizas y flores
CB	Canal del Bordo	Chinampera	19°17'5"	99°05'37"	Chinampas y parcelas con hortalizas, flores y siembra de maíz
CP	Paseo del Águila	Chinampera	19°16'5"	99°05'33"	Canal muy alejado de zona turística con chinampas e invernaderos
CI	Canal Infernito	Urbana	19°16'20"	99°06'3"	Canal con no más de 5 m de ancho, con asentamientos permanentes. Se observa desagüe directo al canal de las casas.
CU	Puente de Urrutia	Urbana	19°15'36"	99°04'31"	Chinampas de flores de ornato intercalados con asentamientos permanentes
CA	Canal de Apatlaco	Urbana	19°15'40"	99°05'21"	Chinampas de flores y asentamientos de ladrillo
CN	Canal Nacional	Turística	19°16'10"	99°09'4"	Uno de los canales más importantes que sale de Xochimilco y cruza otras delegaciones
CC	Canal Cuelmanco	Turística	19°16'3"	99°06'9"	Un canal muy ancho de apariencia limpia
CS	Canal Santa Cruz	Turística	19°15'05"	99°04'32"	Canal de mayor importancia turística y cultural. Embarcadero de Nativitas

Recolección de muestras

En cada una de las estaciones seleccionadas se colectaron tres muestras de agua superficiales a lo largo del canal en frascos de polietileno. Los frascos se lavaron previamente con detergente libre de fosfatos, se enjuagaron con una solución de ácido nítrico al 10 % y posteriormente con agua desionizada. Una vez tomadas las muestras se acidificaron con ácido nítrico al 0,5 % y se conservaron a 4,0 °C hasta su análisis en laboratorio.

En la Tabla 2 se presenta un resumen de las técnicas empleadas en campo y análisis de laboratorio durante el tiempo que duró el estudio. Se realizaron

análisis por duplicado en las tres muestras colectadas en cada una de las diez estaciones.

Tabla 2. Técnicas empleadas en campo y en el laboratorio.

Parámetro medido	Técnica
Profundidad	Tubo PVC graduado.
Temperatura	Termómetro de campo.
pH	Potenciómetro <i>Corning</i> .
Oxígeno disuelto	Oxímetro digital portátil <i>Mettler Toledo</i> .
Sólidos totales disueltos	Desecado a 180 °C. <i>APHA</i> (1998).
Conductividad	Conductímetro portátil <i>H1-9033</i> .
Alcalinidad	Titulación. <i>APHA</i> (1998).
NH ₄ ⁺	Electrodo selectivo de amonio <i>Corning</i> .
NO ₃ ⁻	Electrodo selectivo de nitratos <i>Corning</i> .
PO ₄ ³⁻ reactivo	Colorimétrico <i>APHA</i> (1998).
DBO	Prueba DBO ₅ <i>APHA</i> (1998).
DQO	Reflujo (método volumétrico) <i>APHA</i> (1998).
Metales pesados	Digestión en Microondas (HCl/HNO ₃) <i>ICP-OES</i> .

Determinación de metales disueltos

Se filtraron las muestras con membranas de celulosa *Millipore* de 0,45 µm. Se tomaron 40 mL de agua filtrada de cada muestra, se digirieron en horno de microondas *OI Analytical* después de agregar 3,0 mL de HNO₃ y 2,0 mL de HCl (ambos de grado suprapuro) y se evaporaron hasta casi sequedad. Posteriormente las muestras se aforaron y se determinaron en un espectrómetro de emisión óptica con plasma acoplado por inducción *Thermo-Jarrell Ash* (*ICP-OES*); para la curva de calibración se utilizaron materiales de referencia certificados (*QCS-19*). Los parámetros de cada una de las muestras se analizaron por triplicado.

Métodos estadísticos

Los datos se procesaron utilizando el paquete estadístico *Stata* versión 8.0 (*Stata Corp.* 2003) para obtener valores promedio, desviaciones estándar y límites de confianza. Se determinó la existencia o no de distribuciones normales con el fin de aplicar el análisis de varianza (*ANOVA*) o la prueba

de Kruskal Wallis para contrastar diferencias significativas de los parámetros entre los distintos sitios y estaciones del año.

RESULTADOS

Los datos no presentaron distribuciones normales, por lo que se aplicó la prueba estadística no paramétrica de Kruskal Wallis para determinar diferencias significativas entre las estaciones seca caliente y seca fría, encontrándose que en la mayoría de los parámetros no existe ($p > 0,05$), por lo que se consideró una sola época de seca. Tampoco se encontraron diferencias significativas entre las variaciones de los tres años, por lo que los datos que se presentan son los promedios de todas las mediciones en la temporada seca de los tres años medidos y los promedios de la temporada de lluvias de los tres años. Por otra parte sí se encontró diferencia significativa en las dos estaciones (secas y lluvias) en la mayoría de los parámetros.

En la Tabla 3 se muestran los resultados obtenidos en las pruebas de campo; se aprecia que los promedios de profundidad varían dependiendo de la estación del año. En la época de lluvias el nivel del agua llega a aumentar en algunos canales más de 35 cm. En lo que se refiere a la temperatura se tienen variaciones entre la época de secas (seca-fría, y seca-caliente) y la de lluvias de hasta 4 °C. El pH tiene un comportamiento con tendencia básica, muy probablemente debida al equilibrio de carbonatos; esta situación tiene como consecuencia una menor solubilidad de los metales pesados potencialmente tóxicos (que en pH básicos tienden a precipitar y permanecer en las fases suspendidas o en los sedimentos). Sin embargo, los valores promedio se mantienen dentro de las recomendaciones de la Norma Oficial Mexicana 127 (NOM-127-SSA1-1994) para uso y consumo humano de agua (6,5-8,5). La prueba de Kruskal Wallis mostró que no existe diferencia significativa ($p > 0,05$) entre los valores de pH, ni entre los canales ni en las estaciones; en el caso de la temperatura sí se encontraron diferencias.

Al observar los datos de oxígeno disuelto se aprecia una variación estacional evidente, incrementándose hasta en un 40 % en la temporada de lluvias. Este incremento es favorecido por el descenso en la temperatura en la época de lluvias, la aereación provocada por la precipitación pluvial y el aumento de la actividad fotosintética en la zona. Los valores más bajos de oxígeno disuelto se encuentran en la zona urbana, seguido por la turística, encontrándose en ambas algunas condiciones anóxicas debido a las visibles descargas de materia orgánica provenientes de los desagües y a la acumulación de basura cercana a las viviendas. Los niveles de oxígeno disuelto sí presentaron diferencia significativa en las dos estaciones ($p < 0,05$), pero no entre los canales.

Los valores de conductividad también tienen una importante variación estacional: Disminuyen en forma apreciable en la época de lluvias y se presentan en varios casos concentraciones menores a los valores promedio de agua potable de pozos de 0,60 dS m⁻¹, lo cual se asocia a una menor concentración de sales inorgánicas disueltas debido a la dilución asociada a la precipitación pluvial.

Los resultados de los parámetros analizados en el laboratorio se presentan en la Tabla 4. Los valores de alcalinidad son elevados y tienen poca variación entre los canales, lo cual corrobora los valores de pH determinados como consecuencia de la presencia de bicarbonatos y carbonatos. La alcalinidad es mayor en la época de lluvias debido al lavado de sedimentos y suelos que incrementan la presencia de carbonatos. Aunque se tuvieron valores muy bajos de oxígeno disuelto, ninguno de los valores promedio rebasa el valor de DBO₅ equivalente a 150 mg O₂ L⁻¹, que es el criterio para la protección de la vida acuática y humedales (NOM-001 ECOL-1996); los valores mayores se presentan en la zona urbana seguida de la zona turística debido a las descargas de aguas residuales de las casas de la zona y a la presencia de residuos de alimentos y basura.

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos medidos en campo (Xochimilco, México).

Sitio	Profundidad (cm)		Temperatura (°C)		pH		O ₂ disuelto (mg O ₂ L ⁻¹)		Conductividad (μS cm ⁻¹)	
	Seca N=18	Lluvias N=9	Seca N=18	Lluvias N=9	Seca N=18	Lluvias N=9	Seca N=18	Lluvias N=9	Seca N=18	Lluvias N=9
Laguna del Toro	175±48	211±45	20±2,3	16,8±2,9	7,7±1,3	8,5±1,5	4,9±1,1	7,3±0,9	757±25	342±21
Canal de Otenco	150±53	182±73	21±3,2	17±3,1	7,3±1,5	7,9±1,1	6,6±1,1	7,2±1,2	764±84	486±30
Canal del Bordo	105±39	140±47	20±2,5	17±3,6	8,6±1,1	9,2±2,5	5,9±1,6	6,0±1,2	835±57	561±25
Paso del Águila	104±26	123±31	23±2,5	20±3,3	6,7±1,3	8,2±1,8	5,0±1,9	8,0±1,6	946±54	728±62
Canal Infermito	109±66	125±29	19±3,3	16,8±3,8	7,4±1,8	7,6±1,5	1,3±2,7	3,2±1,8	708±88	521±48
Puente de Urrutia	160±42	185±55	19,5±3	16,6±2,8	8,0±1,5	6,9±1,4	1,5±2,8	3,4±2,2	1024±123	887±53
Canal de Apatlaco	144±41	174±51	22±2,4	20,1±2,7	7,7±1,4	8,3±1,5	6,1±1,3	6,5±1,4	934±86	661±46
Canal Nacional	120±45	137±38	20±2,4	18,6±3,5	8,1±1,7	8,7±1,6	6,8±1,2	8,4±1,3	824±74	631±64
Canal Cuemanco	120±56	160±29	22±2,0	20±3,1	8,5±1,1	7,6±1,7	6,8±1,5	9,1±1,3	953±92	624±58
Canal Santa Cruz	135±38	163±42	21±2,0	17,9±2,7	8,1±1,9	8,9±1,9	1,3±1,4	3,4±1,3	1350±135	867±91

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos medidos en el laboratorio.

Sitio	Alcalinidad (mg CaCO ₃ L ⁻¹)		DBO (mg O ₂ L ⁻¹)		SDT (mg L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)		NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)		PO ₄ ⁻³ (mg L ⁻¹)	
	Seca N=36	Lluvias N=18	Seca N=36	Lluvias N=18	Seca N=36	Lluvias N=18	Seca N=36	Lluvias N=18	Seca N=36	Lluvias N=18	Seca N=36	Lluvias N=18
Laguna del Toro	295±19	310±26	20,5±2,5	15,2±1,6	352±68	273±59	0,6±0,2	1,2±0,6	1,2±1,1	0,9±0,4	9,5±3,6	14,6±5,4
Canal de Otenco	234±45	325±46	14,7±3,0	8,7±2,4	338±54	216±82	0,4±0,1	0,9±0,3	5,2±2,3	3,1±1,2	3,8±1,1	7,5±3,6
Canal del Bordo	311±48	348±57	15,5±3,1	7,5±1,9	387±77	248±61	0,8±0,3	1,6±0,7	4,6±1,5	2,6±1,6	3,7±2,4	8,4±3,8
Paso del Águila	267±31	328±51	29,7±3,2	12,6±4,3	395±40	239±36	4,8±1,3	8,5±3,7	7,5±4,2	7,4±3,7	8,6±3,8	12,4±7,6
Canal Infernito	370±29	397±64	59,2±6,2	28,7±2,8	684±96	465±39	2,6±0,9	6,3±2,1	9,9±3,8	10,2±4,3	9,2±5,0	11,3±5,7
Puente de Urrutia	311±49	375±43	49,3±5,4	26,4±3,4	468±57	310±53	1,7±0,6	2,3±1	1,8±1,1	1,4±0,7	8,2±3,1	9,8±3,3
Canal de Apatlaco	344±51	366±49	48,7±3,8	22,6±3,0	486±63	364±68	1,2±0,5	1,9±2,2	5,7±2,4	16,3±3,1	7,4±2,6	10,5±4,1
Canal Nacional	262±46	302±48	38,5±2,5	20,4±2,7	368±24	211±47	1,4±0,5	1,8±1,3	6,4±2,9	4,2±1,5	4,6±2,1	9,2±4,3
Canal Cuemanco	365±62	384±56	19,7±3,3	9,8±1,2	359±37	237±73	0,9±0,3	1,7±1,1	6,8±3,4	15,3±8,3	8,5±2,2	12,6±4,5
Canal Santa Cruz	351±44	362±75	47,3±3,7	32,1±3,1	458±63	286±46	1,6±0,8	2,3±1,3	14,7±4	12,6±7,5	6,7±2,0	9,8±4,6

SDT: Sales disueltas totales.

La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, organismo administrativo del agua en México) clasifica como calidad del agua excelente cuando los valores de DBO son menores a $5,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, de buena calidad cuando los valores están entre $5,0$ y $10 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ y de calidad aceptable cuando es de 10 a $30 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, relacionando en este caso como indicio de contaminación. En este sentido, los resultados obtenidos revelan que sólo algunos datos en la época de lluvias tuvieron esta calidad. La mayor parte de los valores están en el rango de 30 y $120 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, que la CONAGUA clasifica como un agua contaminada, aunque ninguna de las mediciones sobrepasó el valor de $120 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ que se atribuye a un agua muy contaminada. En cuanto a la normatividad, es importante mencionar que ninguna de las mediciones excede el límite recomendado de $\text{DBO}_5 < 200 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ para el uso en riego agrícola (NOM-001-ECOL-1996).

Los valores de N inorgánico (como nitratos) son elevados, al igual que los de P, lo cual en otros estudios se ha considerado como una situación hipertrófica, ligándola a descargas antrópicas relacionadas con los fertilizantes utilizados y a los desechos orgánicos que propician la eutrofización. Esto sucede principalmente en las zonas urbana y turística como se ha reportado anteriormente (Zambrano *et al.*, 2009). Los niveles de P disuelto y de nitratos no mostraron diferencias significativas ni entre las estaciones ni entre los canales, lo cual concuerda con datos publicados previamente (Quiroz-Flores, 2008).

En el caso de los metales tampoco se encontraron diferencias significativas entre los años, ni entre las dos temporadas secas. Sin embargo, la prueba de Kruskal Wallis indicó diferencias significativas entre la época seca y de lluvias en prácticamente todos los metales determinados.

En general los metales tuvieron el siguiente orden de abundancia: $\text{Fe} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Cd}$. Los sitios con mayor concentración de Fe son los turísticos, donde se tuvo un máximo de $4,3 \text{ mg Fe L}^{-1}$ en la temporada seca y de $1,6 \text{ mg Fe L}^{-1}$ en la de lluvias, seguido por los canales dedicados a la agricultura. Para el Pb y Cu las concentraciones máximas son de $0,6$ y $0,09 \text{ mg Fe L}^{-1}$ respectivamente en temporada seca, y de $0,35$ y $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente durante la época de lluvias (en que las concentraciones se reducen de manera importante debido a la dilución).

La Fig. 2 presenta el promedio y desviaciones estándar de las concentraciones medidas de los metales disueltos más abundantes (Fe, Pb y Cu) para las épocas secas y de lluvias; se aprecia que en la época seca los niveles de concentración de los metales son hasta seis veces más altos que en la época de lluvias.

El Pb y el Zn presentan patrones diferentes al del Fe, ya que el Pb es ligeramente más abundante en la zona urbana, seguida por la turística; en tanto que el Cu tiene un comportamiento más homogéneo, con concentraciones más altas en el Canal del Bordo y en Puente de Urrutia. Las concentraciones de la mayoría de los metales en el Canal Nacional durante las dos épocas son

más altas que en otros canales de la Zona Turística; sin embargo, se requiere un estudio más profundo para determinar si esta situación es influenciada por la descarga de las aguas tratadas de la Planta de Tratamiento del Cerro de la Estrella.

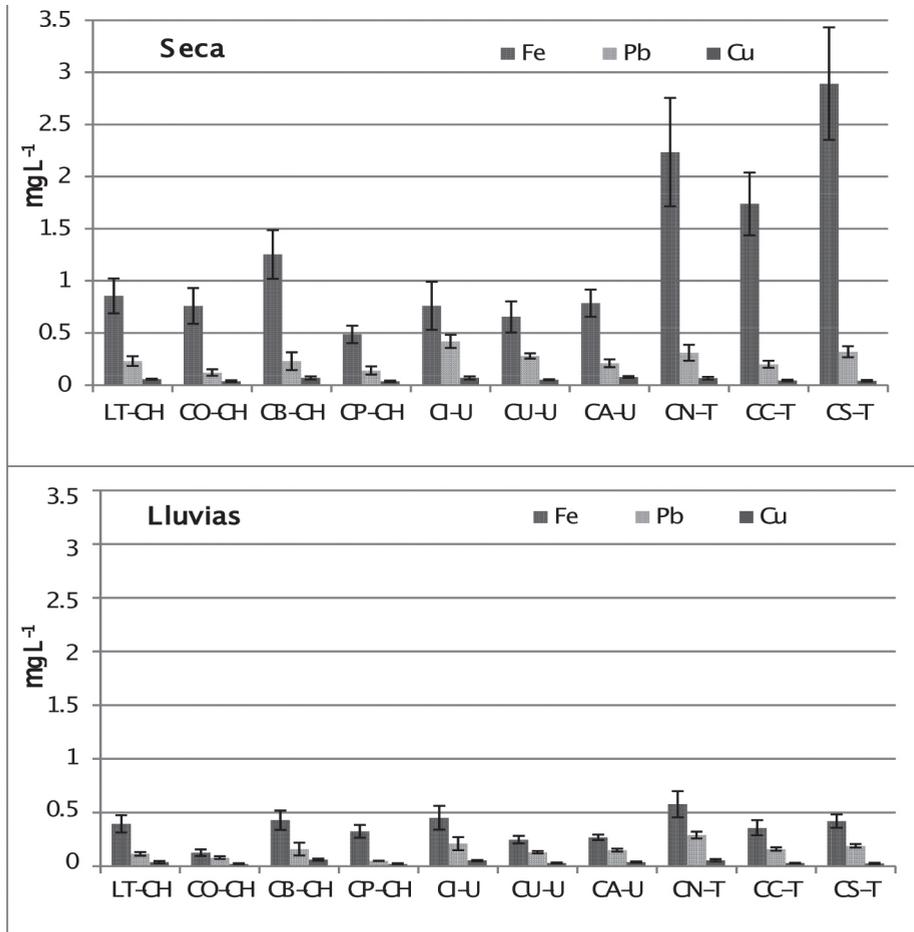


Figura 2. Media y desviación estándar de las concentraciones de los metales más abundantes en las dos épocas del año (Xochimilco, México).

La Fig. 3 muestra las concentraciones promedio y desviaciones estándar de los metales huella Cd, Zn, Cr y Ni. Con excepción del Cd que no presenta variaciones muy grandes entre las dos épocas del año, el Zn, Cr y Ni disminuyen los niveles de concentración a menos de la mitad en la temporada de lluvias debido a la dilución. Las tendencias en ambas estaciones del año son similares y con altas desviaciones estándares, lo que implica alta variabilidad en las concentraciones. El patrón de comportamiento de los distintos metales es distinto en su mayoría, lo que sugiere orígenes diferentes.

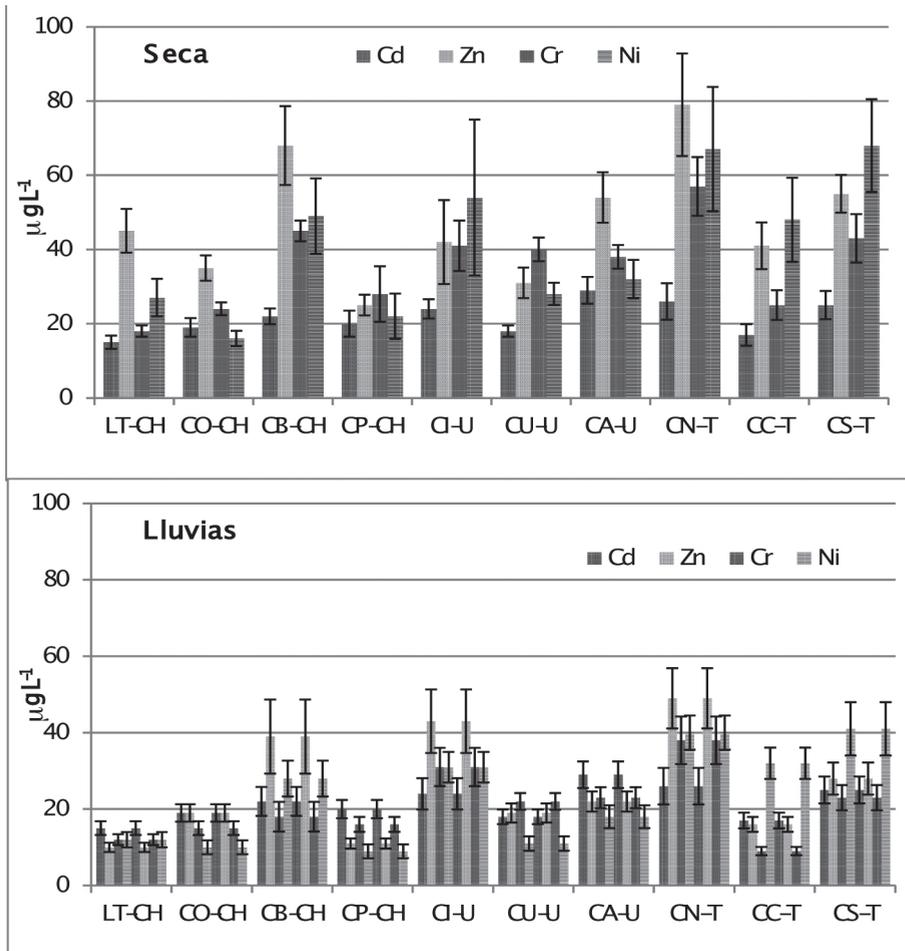


Figura 3. Media y desviación estándar de las concentraciones de los metales huella en las dos épocas del año (Xoxhimilco, México).

Comparando con la norma mexicana relacionada a los límites permisibles para agua de riego (Tabla 5) es importante destacar que, con excepción del Pb, todos los metales en todos los años y estaciones están dentro de la norma (NOM-001-ECOL-1996). El Pb excede en toda la época seca el límite establecido para humedales naturales y protección de la vida acuática, por lo que sería deseable implementar medidas para su disminución; por otra parte son preocupantes también las concentraciones del Cu y Ni (que pudieran elevar sus niveles en el futuro).

En la Tabla 6 se pueden observar las concentraciones promedio determinadas en los diferentes tipos de zona de los canales de Xochimilco en mg L^{-1} . Se encontraron diferencias significativas entre la época de secas y de lluvias ($p < 0,05$). Así mismo la prueba de Kruskal Wallis muestra diferencia significativa entre las zonas estudiadas en la época seca, pero no hay diferencia entre las distintas zonas durante la de lluvias.

En general los niveles de concentración de los metales en las dos estaciones del año son menores en la zona chinampera. Sin embargo, en la época seca la zona más contaminada por metales es la turística, situación que se invierte en la época de lluvias (cuando la zona urbana es la más contaminada por metales) lo que muestra el impacto de la continua descarga a los canales. Estos datos muestran la importancia de atender este problema y determinar las fuentes de estos contaminantes para establecer planes de control.

Tabla 5. Norma mexicana para límites de metales permisibles en agua.

METAL	Límite recomendado para uso agrícola ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Límite recomendado para humedades naturales y protección de la vida acuática ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Cadmio	200	100
Cobre	4000	4000
Cromo	1000	500
Níquel	2000	2000
Plomo	500	200
Zinc	10000	10000

Fuente: NOM-001-ECOL-1996.

Tabla 6. Comparación de promedios y desviaciones estándar en los tres tipos de zonas de canales de Xochimilco (México) para las dos épocas estacionales. Unidades ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Época secas		Cd	Zn	Cr	Ni	Fe	Pb	Cu
Promedio Total.	N = 180	21,5±4,2	47,9±17,4	35,9±11,3	41,1±17,7	1282±736	263±102	54,7±14,2
Promedio Chinampas.	N = 72	19,0±2,5	39,3±17,0	28,8±10,0	28,5±12,5	813±308	220±105	49,5±13,8
Promedio Urbano.	N = 54	23,7±10,2	49,0±18,3	39,7±13,3	38,0±15,1	903±280	243±91,0	65,7±24,9
Promedio Turístico.	N = 54	22,4±3,5	51,7±10,2	40,2±11,6	56,0±11,7	2036±597	321±67,0	55,7±14,0
Época lluvias								
Promedio Total.	N = 90	21,5±4,2	36,8±14,2	20,7±11,3	23,2±17,7	370±736	154±102,0	25,6±17,4
Promedio Chinampas.	N = 36	19,0±2,5	34,5±17,1	15,3±2,2	14,8±7,7	318±118	101±41,0	19,8±12,0
Promedio Urbano.	N = 27	23,7±4,5	40,0±9,9	25,3±4,0	20,0±8,3	356±139	163±34,0	28,0±10,7
Promedio Turístico.	N = 27	20,3±4,1	35,7±13,0	18,0±11,9	19,0±8,3	345±102	127±63,0	22,7±13,9

CONCLUSIONES

En este trabajo se realizó una revisión de la problemática que presenta actualmente la calidad del agua de la Zona Lacustre de Xochimilco en sus tres zonas de canales: chinampera, urbana y turística. Se puede concluir que la calidad del agua no es homogénea y depende principalmente del uso de suelo aledaño al canal.

Durante el trabajo de campo se apreció que hay una gran cantidad de descargas de aguas residuales sin tratar, provenientes de las casas, las chinampas y zonas comerciales, lo cual provoca que sean las zonas más contaminadas tanto por materia orgánica, como por sales y metales pesados.

Los valores de alcalinidad y de sólidos disueltos son muy altos y en muchos sitios se encontraron zonas hipertróficas con mínimas cantidades de oxígeno disuelto que afectan a las especies acuáticas del lago (principalmente en las zonas urbana y turística).

A pesar de que se concluye que los metales están presentes en todos los canales de la zona, no se encontró relación con las aguas residuales tratadas que recibe el acuífero para su recarga (casualmente la principal causa de la presencia de estos elementos).

El plomo es el único metal que excede la norma mexicana para la protección de la vida acuática y de los humedales y, aunque otros metales no exceden la norma, sus concentraciones son importantes y podrían aumentar de no establecerse un programa de remediación para esta zona declarada Patrimonio Cultural de la Humanidad.

Agradecimientos

Los autores agradecen la beca proporcionada por el Sistema Nacional de Investigadores y la beca de posgrado otorgada por el CONACYT (México).

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta J. C. 2006. *Xochimilco*. Capítulo 14. UNESCO, Gobierno del Distrito Federal. México D.F. Pp.: 183-200.
- Álvarez F. y R. Rangel 2007. Population study of the crayfish *Cambarellus montezumae* (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) in Xochimilco, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 431-437.
- A.P.H.A. *American Water Works Association, Water Environment Federation*. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20^a edn. A.P.H.A. Washington, DC.
- Bojórquez C.L. y E.J. Amaro. 2003. Caracterización múltiple de la calidad del agua de los canales de Xochimilco. En: Stephan-Otto E. (ed.). *El Agua en la Cuenca de*

- México. *Sus problemas históricos y perspectivas de solución*. UAM-Xochimilco, Patronato del Parque Ecológico de Xochimilco A.C., México. Pp.: 281-302.
- Carreón B. Y., M. Morán, R. Soto, A. Esquivel, S. Hernández y V. Mugica. 2003. *Hidrocarburos policíclicos aromáticos en sedimentos de los canales de Xochimilco*. Memoria electrónica del III Congreso Iberoamericano de Física y Química Ambiental, México. 40.
- Cisneros M. I. 1992. *Programa para la recuperación de la zona lacustre de Xochimilco-Tláhuac*. México D.F. 121 pp.
- Culcyt. 2008. En cinco años desaparecerá el ajolote en Xochimilco. 5-28. Ezcurra E., 1996. *De las Chinampas a la Megalópolis. El medio Ambiente en la Cuenca de México*. Ed. Fondo de Cultura Económica, 50-55.
- Esquivel H. A. y C. R. Soto. 2003. "Distribución de Bacterias Heterótrofas en Aguas y Sedimentos de los Canales de Xochimilco". En: *El Agua en la Cuenca de México, Sus Problemas Históricos y Perspectivas de Solución*. Vol. II Patronato del Parque Ecológico de Xochimilco, México D.F. Pp.: 168-179.
- Ezcurra E. 1996. *De las chinampas a la megalópolis. El medio ambiente en la Cuenca de México*. Edt. Fondo de Cultura Económica, México D.F. Pp.: 3-30.
- Garzón L. L. E., 2002. *Xochimilco Hoy*. Instituto de Investigaciones "Dr. José María Luis Mora". Pp.: 13-64. México.
- González M. A., 1991. *Diagnóstico Ambiental de la región Xochimilco*. Grupo de Estudios Ambientales, 8-64. México.
- Juárez-Figueroa L. A., Silva-Sánchez J., Uribe-Salas F. y Cifuentes-García E. 2003. *Microbiological indicators of water quality in the Xochimilco channels, Mexico City*. Salud pública México, vol. 45, N° 5, México D.F.
- López A., Guerrero M., Hernández C. y Aguilar A., 2006. Rehabilitación de la zona chinampera. In Carballo C. (ed.), *Xochimilco. Un proceso de gestión participativa*. GDF-UNESCO, México. Pp. 201-218.
- López-López E., Sedeño-Díaz J., Ortíz-Ordóñez E., Rosas-Colmenares M., Abeja-Pineda O. 2010. Health condition assessment in lake Xochimilco (México). *Romanian J. Biol. Zoology*. 55: 69-81.
- Martínez-Cruz P., Hernández-Martínez A., Soto-Castor R., Esquivel Herrera A., Rangel Evario J. 2006. Use of constructed wetland for the treatment of wáter in an experimental channel at Xochimilco, Mexico. *Hidrobiologica*, 163: 211-218.
- Mazari-Hiriart, M., Ponce-de-León S., López-Vidal Y., Islas-Macías P., Amieva-Fernández R. I. y Quinones-Falconi F., 2008. Microbiological implications of periurban agricultura and water reuse in Mexico City. *PLoS One*, 3: 2305.
- Mugica V., Carreón B.Y., Soto R., Esquivel A. 2004. Determinación de HPA y de bacterias en sedimentos en los canales de Xochimilco. En: *Encuentro académico sobre Medio Ambiente. UAM-A XXX Aniversario*. U.A.M., Azcapotzalco, México D.F. Pp. 14.
- NOM-001-ECOL-1996. Norma oficial mexicana que establece los límites máximos permisibles en descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de Enero de 1997. México, D.F.
- NOM-059-SEMARNAT-2001. Norma oficial mexicana para la protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y

- especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de Marzo de 2002. México, D.F.
- NOM-127-SSA1-1994 modificada. Norma oficial mexicana de salud ambiental. Agua para uso y consumo humano; límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. *Diario Oficial de la Federación*, 22 de Noviembre de 2000. México, D.F.
- Quiroz-Flores A., Miranda-Arce M. G., Helgueras L. 2008. Estudio comparativo de algunas variables fisicoquímicas del agua en canales secundarios de Xochimilco con y sin *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach. *Polibotánica*, 25: 127-133.
- Ramírez-Carrillo H. F., Luna-Pabello V., Arredondo-Figueroa J. 2009. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*. 8: 93-99.
- Solís C., Sandoval J., Pérez-Vega H., Mazari-Hiriart M., 2006. *Irrigation water quality in Southern Mexico City based on bacterial and heavy metal analyses. Nuclear Instruments & Methods in Physics Research Section B-Beam Interactions with Materials and Atoms* 249: 592-595.
- Stata Corp. 2003. *STATA statistical software*. College Station, Stata Corporation, Texas.
- UNESCO. 2005. "Proyecto para la identificación participativa de un plan de rehabilitación general del Patrimonio cultural de Xochimilco". Ref.912/MEX/300, México, D.F.
- UNRISD, 1992, *Érase una vez un gran lago*, vol. II, Salles V. Coordinadora, Reporte U.A.M.-X., México D.F. Pp.: 197-233.
- Zambrano L., Contreras V., Mazari-Hiriart M. y Zarco-Arista A. E. 2009. Spatial heterogeneity of water quality in a highly degraded tropical freshwater ecosystem. *Environ. Manage.*, 43: 249-263.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES NATIVOS DEL CENTRO-SUR DE CHILE: CANTIDAD Y CALIDAD DE AGUA

Carlos E. Oyarzun

Instituto de Ciencias de la Tierra y Evolución, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia (Chile). E-mail: <coyarzun@uach.cl>

Resumen: Se presentan estudios relacionados con el rendimiento hídrico, transporte de nutrientes y efectos del manejo en bosques nativos antiguos y renovales, localizados en la cordillera de la Costa y de los Andes del centro-sur de Chile. Los resultados indican que la hidrología de los bosques de montaña está íntimamente relacionada con las precipitaciones ocultas (nubes, neblinas), las cuales significan una entrada adicional de agua y nutrientes, especialmente nitrógeno. El manejo silvícola demuestra que reducciones de un 35 y 40 % del área basal en bosques caducifolios y siempreverde se logra un aumento significativo y sostenido del rendimiento hídrico, especialmente en el tercer y cuarto año post-manejo. Estos bosques poseen eficientes mecanismos de retención de nutrientes, especialmente N que en el caso de la sustitución por especies arbóreas exóticas de crecimiento rápido se ven fuertemente afectados.

Palabras clave: bosques antiguos, bosques renovales manejados, redistribución de precipitaciones, rendimiento hídrico, retención de nutrientes.

Ecosystem services of the natives forests in South-Central Chile: water quantity and quality

Abstract: *Studies related to water yield, nutrients transport, and effects of the management in old-growth and secondary forests, located at the cordillera de la Costa and cordillera de los Andes in south-central Chile, are evaluated. Results shown that the hydrology of these mountainous forests is related to the occult precipitations (clouds and fogs); that means an additional input of water and nutrients, especially nitrogen. The management of these forests showed that reducing between 35 and 40 % of the basal area, increasing the water yield during 3-4 years post treatment. These forests have efficient mechanisms of nutrients retention, and the replacement for exotic plantations decreases nutrients retention.*

Key words: old-growth forests, managed secondary forests, rainfall partitioning, water yield, nutrients retention.

INTRODUCCIÓN

Los bosques nativos del Sur de Chile soportan servicios ecosistémicos fundamentales, tales como protección del suelo, conservación de la biodiversidad, regulación del clima y control sobre la cantidad y calidad del agua (Nahuelhual *et al.* 2007; Gutiérrez *et al.* 2009). Estudios sobre la valoración económica de estos bosques han enfatizado su regulación hídrica, lo cual soporta la producción de agua para las ciudades (Nuñez *et al.* 2006). La W.W.F. y el Banco Mundial en su reporte sobre la importancia acerca de la protección de los bosques enfatizan el rol potencial de estas áreas en suplir agua para las grandes ciudades en el mundo. Una gran cantidad del agua disponible para la población mundial proviene de los bosques de montaña naturales y manejados. Los bosques regulan tanto la cantidad como la calidad del agua, lo cual constituye la base para un manejo integrado de los recursos hídricos de las cuencas hidrográficas. Entonces el abastecimiento de agua en cantidad y calidad provee un argumento importante para el manejo sostenible y protección de los bosques a nivel mundial (Dudley y Stolton 2003).

En Chile los bosques templados lluviosos constituyen 13,4 millones de ha y representan más de la mitad de los bosques templados del Hemisferio Sur (Alaback 1991; Donoso 1993). La mayor parte de los bosques templados de Sudamérica se encuentran dentro de la Ecoregión Valdiviana de los Bosques Lluviosos (35 a 48° S) en Chile y áreas adyacentes de Argentina, la cual ha sido clasificada entre las regiones con más alta prioridad de conservación a nivel mundial (Olson y Dinerstein 1998). En la cordillera de los Andes del centro-sur de Chile los tipos forestales más importantes son el siempreverde (entre 10-20 especies arbóreas, entre las cuales se encuentran *Saxegothaea conspicua*, *Laureliopsis philippiana*, *Dassyphyllum diacanthoides*, *Nothofagus dombeyi* y *Myrceugenia planipes*) y el tipo *N. dombeyi*, *N. nervosa-Laurelia philippiana* (con 2.658.000 y 510.000 ha respectivamente; CONAF *et al.* 1999). En estos bosques los doseles son multi-estratificados y el sotobosque tiene una alta biodiversidad; por lo tanto, la estructura y la composición de especies son muy complejas y diversas.

Por otro lado, en la cordillera de la Costa los bosques nativos han sido tradicionalmente usados para leña y producción de madera o como tierra para expansión de otras actividades productivas: Agricultura, tierras de pastoreo y plantaciones de especies exóticas de crecimiento rápido, tales como *Pinus radiata* y *Eucalyptus spp.* (Lara *et al.* 2009). La rápida conversión a plantaciones forestales entre 1975-2000 ha ocurrido a un ritmo de deforestación de 4,5 % por año dentro de un área de 578.000 ha en la región del Maule (35° S), facilitada con incentivos económicos para la forestación (Echeverría *et al.* 2006). Estudios recientes en el centro-sur de Chile han mostrado los efectos negativos de la conversión de bosques nativos por plantaciones exóticas sobre las reservas de agua del suelo (Oyarzún y Huber 1999), rendimiento hídrico en pequeñas (Huber *et al.* 2008, Lara *et al.* 2009),

y grandes cuencas (Little *et al.* 2009) y retención de nitrógeno a nivel de cuencas (Oyarzún *et al.* 2007).

El rol hidrológico de los bosques ha tenido considerable atención pública en las últimas décadas. Sin embargo, las primeras respuestas satisfactorias acerca de la influencia de los bosques sobre el ciclo hidrológico vinieron de los experimentos a escala de cuencas (Andreassian, 2004). Alrededor de 1900 los primeros estudios comparativos con cuencas pareadas se llevaron a cabo en las montañas de Colorado (en Wagon Wheel Gap, desde 1910 a 1926; Andreassian 2004). Estos estudios estuvieron principalmente enfocados sobre estudios de flujos base. Uno de los hechos principales acerca de los estudios en pequeñas cuencas experimentales es que los resultados obtenidos pueden ser interpretados y extendidos a grandes cuencas (Likens y Bormann, 1995). La aproximación de microcuencas provee de una herramienta poderosa para evaluar cambios cuantitativos causados por alteraciones naturales y antrópicas (Likens 2001).

Estudios en el centro-sur de Chile han mostrado que la intercepción del agua de lluvia en los bosques nativos varía entre 10 – 37 % y entre el 11 – 39 % en plantaciones de coníferas con respecto a la precipitación anual (Huber y Iroumé 2001). La precipitación directa fluctúa entre el 60 – 86 %, mientras que el escurrimiento fustal entre el 1 – 8 % de la precipitación en bosques nativos. También se ha demostrado que la redistribución de las precipitaciones (precipitación directa, escurrimiento fustal e intercepción) están relacionadas con el monto y características de las lluvias (Huber y Oyarzún 1992), y con la estructura de los bosques (Oyarzún *et al.* 2011). Otros estudios en el centro-sur de Chile han abordado el balance hídrico en plantaciones exóticas de crecimiento rápido (Oyarzún y Huber 1999; Iroumé *et al.* 2005); estos estudios se refieren principalmente a la intercepción y transpiración en plantaciones de *P. radiata* y *Eucalyptus* sp. Recientemente Huber *et al.* (2008) han reportado los efectos de las plantaciones de *P. radiata* sobre el balance hídrico en el centro-sur de Chile y Little *et al.* (2009) han documentado los efectos de las plantaciones forestales exóticas sobre el rendimiento hídrico en grandes cuencas en la zona central de Chile. Por otro lado Iroumé *et al.* (2005) han estudiado los efectos de las cosechas forestales sobre los flujos de verano en microcuencas experimentales con plantaciones de *E. nitens* y *P. radiata*. También Otero *et al.* (1994) han comparado los cambios en el rendimiento hídrico entre cuencas con bosque nativo y plantaciones de *P. radiata* en períodos de verano. Sin embargo, los impactos hidrológicos de actividades forestales en bosques nativos, tales como métodos silvícolas sustentables, han recibido poca atención. Lara *et al.* (2009) han documentado un incremento del 40 % del rendimiento hídrico durante verano (4 años de observaciones) en cuencas manejadas con bosques caducifolios de *Nothofagus* sp. comparado con cuencas no manejadas localizadas en la cordillera de los Andes del Sur de Chile (40° S). También Oyarzún *et al.* (2009) en un estudio preliminar documentan un aumento de 6,1 % en el rendimiento hídrico en

un bosque antiguo perennifolio manejado en la misma región comparado con el período premanejo.

El control de la calidad del agua es reconocido como uno de los principales servicios ecosistémicos de los bosques. El nitrógeno es esencial en la salud de los ecosistemas, pero en exceso se considera un contaminante que lleva a la eutrofización de los cuerpos de agua como lagos y ríos. Se ha observado que los bosques templados lluviosos del Sur de Chile poseen eficientes mecanismos de retención de nutrientes, especialmente NH_4^+ y NO_3^- (Huygens *et al.* 2008, 2009). Los cambios de uso del suelo (como el reemplazo de los bosques por tierras agrícolas o pastoreo) influyen fuertemente los flujos de nutrientes en las cuencas. En particular se ha documentado que la conversión del bosque nativo por plantaciones exóticas de crecimiento rápido (*Eucalyptus* sp) disminuye la capacidad de retención de N-inorgánico a nivel de cuencas en el Sur de Chile (Oyarzún *et al.* 2007). Estudios recientes (Hervé-Fernández y Oyarzún 2011) han discutido los mecanismos de control hidrológico sobre la capacidad de retención de N-disuelto a nivel de microcuencas.

En el presente trabajo documentamos información acerca de los resultados de investigaciones realizadas en los bosques nativos del centro-sur de Chile, relacionadas con tres puntos principales: (a) interceptación y redistribución de las precipitaciones, (b) rendimiento hídrico en bosques manejados y no manejados, y (c) transporte de nutrientes en bosques y plantaciones exóticas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio y análisis de datos

El conjunto de los datos analizados provienen de una región comprendida entre los 35° y 41° S (en ambas cordilleras de la Costa y de los Andes) del centro-sur de Chile. Para el caso de los estudios de interceptación y redistribución de las precipitaciones la información proviene de estudios realizados a nivel de parcelas experimentales en pequeñas cuencas con coberturas de bosques nativos caducifolios y perennifolios (Tabla 1). Todos los estudios considerados tienen por lo menos un año de observaciones.

También se incluyen resultados detallados de interceptación en bosques prístinos siempreverde y caducifolios de segundo crecimiento situados en la cordillera de los Andes (39° S, 72° O; 600 - 930 m s.n.m.), en los cuales, las observaciones corresponden a un período de 5 años (2002 - 2007). En el caso de los estudios de rendimiento hídrico en bosques manejados y no manejados se analizaron los datos generados en pequeñas cuencas experimentales situadas principalmente en la cordillera de los Andes con períodos de observación superiores a 4 años. El manejo de los bosques caducifolios secundarios consistió en una reducción del área basal del 35 % con el objetivo de reducir la competencia entre árboles dominantes y codominantes, donde se

suprimieron mayormente los árboles codominantes y de posición intermedia. En el caso de los bosques perennifolios la reducción del área basal fue de 40 % (Oyarzún *et al.* 2009). Finalmente en los datos de calidad del agua se consideraron estudios realizados en pequeñas cuencas de la cordillera de los Andes y cuencas de tamaño mediano situadas en la cordillera de la Costa con períodos de observación de, por los menos, un año. En este caso también se incluye información proveniente de cuencas con cobertura de plantaciones exóticas de crecimiento rápido, especialmente *Eucalyptus* sp. Los métodos de medición, recolección de muestras y tratamiento estadístico de los datos expusieron precedentemente con detalle (Huber y Oyarzún 1992; Huber e Iroumé 2001; Lara *et al.* 2009; Oyarzún *et al.* 2005; Oyarzún *et al.* 2007; Oyarzún *et al.* 2009; Oyarzún *et al.* 2011).

Tabla 1. Intercepción y redistribución de las precipitaciones en ecosistemas boscosos nativos del centro-sur de Chile.

Especies	Precipitación anual	Precipitación directa	Escurrimiento fustal	Intercepción	Referencias
	(mm a ⁻¹)	(%)	(%)	(%)	
<i>Eucryphia cordifolia</i>	2217	70	1	29	Huber y Oyarzun (1992)
<i>Nothofagus obliqua</i>					
<i>Fitzroya cupressoides</i>	4098	78	2	20	Oyarzun <i>et al.</i> (1998)
<i>Nothofagus pumilio</i>	5332	83	9	8	Godoy <i>et al.</i> (1999)
<i>Laurelia philippiana</i> <i>Aextoxicom punctatum</i> <i>Saxegothaea conspicua</i>	3563	74	4	22	Huber y Iroumé (2001)
<i>Nothofagus alpina</i> <i>Nothofagus dombeyi</i> <i>Laurelia philippiana</i>	3805	79	7	14	Iroumé y Huber (2002)
<i>Nothofagus betuloides</i>	8121	83	1	16	Oyarzun <i>et al.</i> (2004)
<i>Nothofagus obliqua</i>	1552	70	2	28	Oyarzun <i>et al.</i> (2005)
<i>Nothofagus obliqua</i>	4192	78	4	18	Oyarzun <i>et al.</i> (2011)
<i>Nothofagus nervosa</i>					
<i>Nothofagus dombeyi</i>	4849	81	< 1,0	19	Oyarzun <i>et al.</i> (2011)
<i>Laurelia philippiana</i>					

RESULTADOS

Intercepción y redistribución de las precipitaciones

Los estudios de intercepción en bosques nativos del centro-sur de Chile muestran un rango de valores entre un 8 y 29 % con respecto a las precipitaciones (Tabla 1). El valor de intercepción menor corresponde a un bosque caducifolio de *N. pumilio* localizado en la cordillera de los Andes (40° 47' S, 72° 12' O, 1120 m s.n.m.). El bosque tiene una altura media de 15 m, una densidad de 3600 árboles ha⁻¹ y una cobertura de 95 % durante la estación de crecimiento (Godoy *et al.* 1999). La intercepción más alta corresponde a un bosque antiguo siempreverde dominado por *Eucryphia cordifolia* y *N. obliqua* situado en la cordillera de la Costa (39° 48' S, 73° 14' O; 10 m s.n.m.). En este bosque se distinguen cuatro pisos vegetacionales donde el superior tiene aproximadamente 45 m de altura con una cobertura arbórea del 94 % y una cobertura del sotobosque del 100 % (Huber y Oyarzún 1992). Se determinó una relación altamente significativa ($P < 0,05$) entre la precipitación anual y el porcentaje de intercepción (Fig. 1).

La precipitación directa fluctúa entre un 70 y 83 % (Tabla 1), y la relación entre precipitación anual y porcentaje de precipitación directa también es altamente significativa ($P < 0,05$) (Fig. 2). El escurrimiento fustal fluctúa entre <1 y 9 % (Tabla 1). En general, los valores menores de escurrimiento fustal corresponden a bosques antiguos perennifolios con distintos niveles de precipitación anual, no encontrándose una relación significativa entre la precipitación anual y los porcentajes de escurrimiento fustal (Fig. 3).

Los datos de intercepción de 5 años de estudios (Octubre 2002 - Noviembre 2007) en bosques perennifolios antiguos y bosques caducifolios de segundo crecimiento en la cordillera de los Andes muestran grandes fluctuaciones mensuales que están entre 100 % (Febrero 2005) hasta valores negativos de - 47,5 % (Marzo 2005; Fig. 4). En general, los valores de máxima intercepción corresponden a los meses con menor precipitación del período de mediciones, mientras que los valores negativos ocurren frecuentemente en los meses del otoño austral (entre Marzo y Junio).

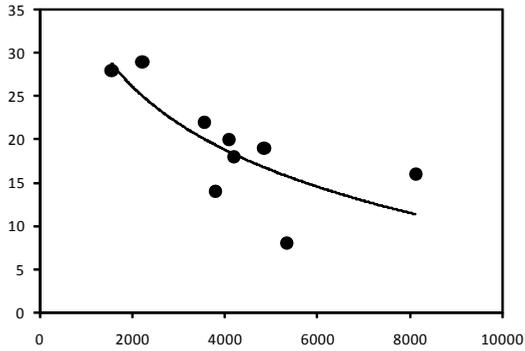


Figura 1. Relación entre la precipitación anual (mm año^{-1}) y la intercepción (%) en bosques nativos del centro-sur de Chile.

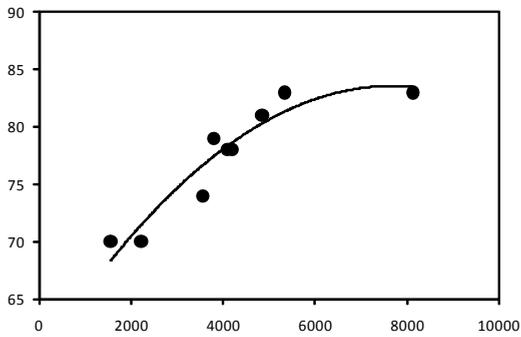


Figura 2. Relación entre la precipitación anual (mm año^{-1}) y la precipitación directa (%) en bosques nativos del centro-sur de Chile.

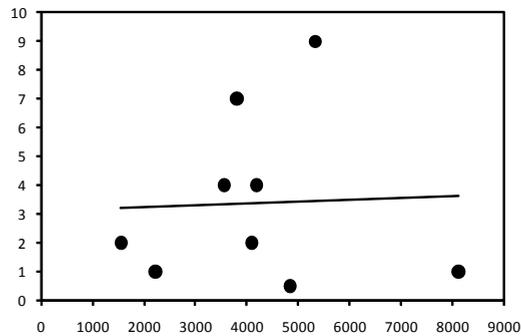


Figura 3. Relación entre la precipitación anual (mm año^{-1}) y el escurrimiento fustal (%) en bosques nativos del centro-sur de Chile.

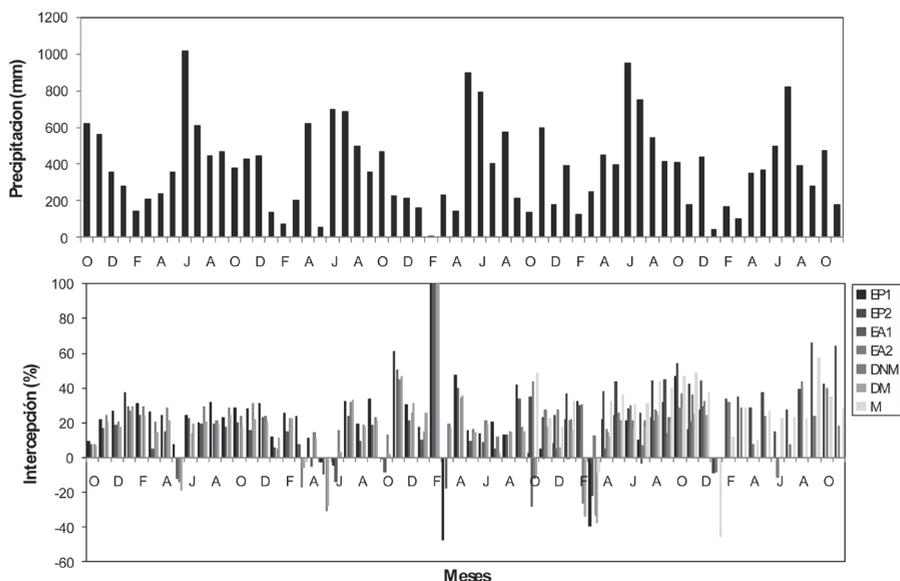


Figura 4. Variaciones mensuales de la precipitación (mm) e interceptación (%) en bosques antiguos perennifolios (EP1 y EP2 = siempreverde prístino, EA1 y EA2 = siempreverde alterado) y bosques secundarios caducifolios (DNM = caducifolio secundario no manejado, DM = caducifolio secundario manejado y M = mixto) en la cordillera de los Andes, centro-sur de Chile (período Octubre 2002 – Noviembre 2007).

Rendimiento hídrico en bosques manejados y no manejados

Experimentos de manejo en bosques secundarios caducifolios de *N. alpina* muestran que para un período de cuatro años de observaciones (Abril 2003 – Marzo 2007) el aumento promedio anual en el rendimiento hídrico fue de 12,7 %, con una variación anual entre el 10,9 y el 14,6 %, en el bosque manejado con respecto al no manejado (Oyarzún *et al.* 2009). En bosques antiguos perennifolios, durante el período pre-tratamiento (Octubre 2005 – Septiembre 2006) el rendimiento hídrico en la cuenca control fue mayor que en la cuenca manejada (4.375 y 3.973 mm año⁻¹, respectivamente). El incremento en el rendimiento hídrico en la cuenca manejada fue 1,0 % durante el primer año postratamiento (manejada = 2909 mm año⁻¹, control = 2881 mm año⁻¹); 4,6 % durante el segundo año pos-tratamiento (manejada = 3849 mm año⁻¹, control = 3678 mm año⁻¹); 22,5 % en el tercer año pos-tratamiento (manejada = 3991 mm año⁻¹, control = 3258 mm año⁻¹); y 22,2 % en el cuarto año pos-tratamiento (manejada = 3463 mm año⁻¹, control = 2834 mm año⁻¹; Fig. 5).

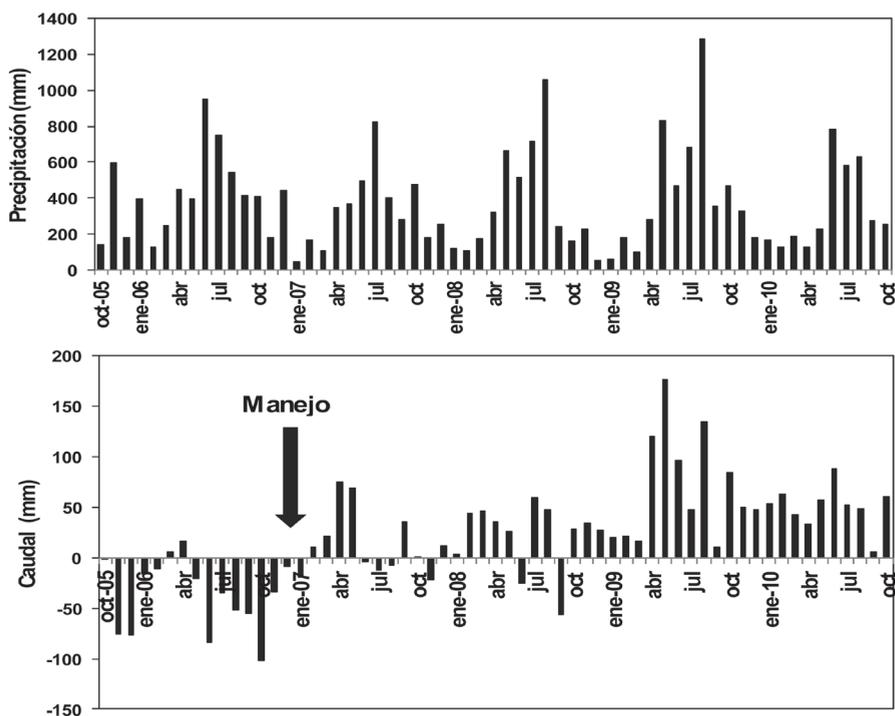


Figura 5. Variaciones mensuales en el rendimiento hídrico en una cuenca manejada con bosques perennifolios en relación a la cuenca control para los períodos pre- y postmanejo, en la cordillera de los Andes, centro-sur de Chile (período Octubre 2005 – Octubre 2010).

Transporte de nutrientes en bosques nativos y plantaciones

Los balances entrada-salida de N y P en cuencas con bosques nativos perennifolios y caducifolios en la cordillera de los Andes del sur de Chile muestran una notable capacidad de retención de N-inorgánico, especialmente $\text{NO}_3\text{-N}$. Las entradas de N inorgánico (N inorgánico disuelto, NID) vía precipitación son notablemente mayores que las salidas vía escorrentía (Tabla 2), especialmente en el caso de los bosques prístinos de *N. betuloides* (donde las entradas vía precipitación son $6,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y las salidas vía escorrentía son $0,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). En los bosques y plantaciones exóticas situadas en la cordillera de la Costa, la capacidad de retención es menor. Para estudiar los efectos de la conversión del uso del suelo sobre la capacidad de retención de N y P, Oyarzún *et al.* (2007) seleccionaron seis cuencas relativamente homogéneas en términos de geología, clima, fisiografía y suelos, localizadas en la cordillera de la Costa del sur de Chile ($39^\circ 50' \text{ S}$, $73^\circ 10' \text{ O}$); los resultados mostraron que las concentraciones de

NO₃-N en los esteros que drenan cuencas con coberturas de bosque nativo son menores que las concentraciones en cuencas parcialmente cubiertas con plantaciones exóticas de *P. radiata* y *Eucalyptus* sp. En cinco cuencas parcialmente cubiertas con plantaciones exóticas, las fracciones de NO₃-N fueron mayores que el 50 %, mientras que en la cuenca dominada por bosque nativo el nitrato contribuye con el 34% de las pérdidas totales de N. La capacidad de retención de N total fue positivamente relacionada con el porcentaje de cobertura de bosque nativo (Fig. 6). En el caso del P total en general las salidas de fósforo son mayores que las entradas, sugiriendo un enriquecimiento desde el sistema vegetación al suelo. Sin embargo, los flujos de P estuvieron fuertemente correlacionados con los volúmenes de escorrentía, sugiriendo que la escorrentía es un factor importante que determina las pérdidas de P total (Oyarzún *et al.* 2007).

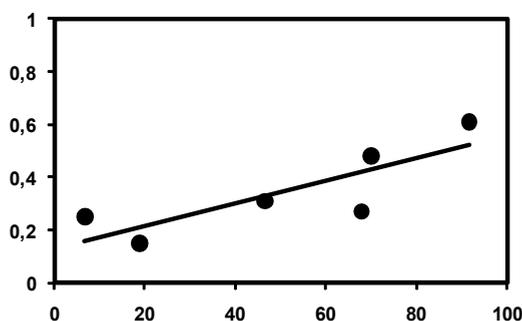


Figura 6. Relación entre el porcentaje de cobertura de bosque nativo y la capacidad de retención de N en cuencas de la cordillera de la Costa centro-sur de Chile.

DISCUSIÓN

Los bosques templados lluviosos del centro-sur de Chile tienen una gran influencia hidrológica en los ecosistemas terrestres debido a los árboles de gran tamaño, arquitectura compleja, gran superficie de intercepción y sus propiedades hidráulicas (Díaz *et al.* 2007). La redistribución de las precipitaciones en los bosques está influenciada por las características estructurales del dosel, precipitaciones y condiciones meteorológicas (Crockford y Richardson 2000). Iroumé y Huber (2002) han comentado que las pérdidas por intercepción en bosques nativos de *N. alpina* y *N. dombeyi* están reguladas más bien por el tipo de lluvia y condiciones meteorológicas; por otro lado Huber y Oyarzún (1992) encontraron relaciones significativas entre la duración e intensidad de las precipitaciones con la cantidad de precipitación directa, escurrimiento fustal e intercepción en un bosque antiguo de

Tabla 2. Balances entradas – salidas de N y P en ecosistemas boscosos de la cordillera de la Costa y de los Andes en el centro-sur de Chile.

	Precipitaciones (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)					Escorrentía (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)				
	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NID	N-tot	P-tot	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NID	N-tot	P-tot
Cordillera de los Andes:										
<i>Nothofagus pumilio</i> *	1,3	2,0	3,3	n.d.	2,0	0,4	0,3	0,7	n.d.	3,4
<i>Nothofagus betuloides</i> *	1,6	4,4	6,0	14,2	n.d.	0,6	0,3	0,9	6,1	n.d.
Perennifolio**	1,2	1,5	2,7	n.d.	1,5	0,9	0,6	1,5	n.d.	1,2
<i>Nothofagus nervosa</i> **	1,2	1,5	2,7	n.d.	1,5	1,2	0,5	1,7	n.d.	1,0
Cordillera de la Costa:										
<i>Fitzroya cupressoides</i> #	1,0	n.d.	1,0	2,8	0,2	3,1	n.d.	3,1	4,1	0,04
Bosque perennifolio##	0,8	1,5	2,3	4,3	0,4	0,6	0,2	0,8	0,8	1,3
<i>Eucalyptus</i> sp.##	0,4	0,6	1,0	2,3	0,2	1,1	0,2	1,3	1,7	0,9

*Parque Nacional Puyehue, ** San Pablo de Tregua, # Monumento Natural Alerce Costero, ## Bonifacio (Valdivia)

NID: N inorgánico disuelto.

N. obliqua-*E. cordifolia* del Sur de Chile. Sin embargo, las pérdidas por intercepción también dependen de las características estructurales de los bosques. Oyarzún *et al.* (2011) encontraron que en bosques nativos prístinos perennifolios y secundarios caducifolios de la cordillera de los Andes las cantidades de precipitación directa, escurrimiento fustal e intercepción están fuertemente relacionadas con características tales como área basal, cobertura del dosel, diámetro cuadrático medio y características estructurales de los árboles como diámetro altura de pecho (DAP) y proyección de la cobertura de copas.

La hidrología de los bosques nativos de montaña del centro-sur de Chile se encuentra íntimamente relacionada con las precipitaciones ocultas (nubes, neblinas). Esta precipitación oculta significa un incremento adicional de agua al piso del bosque especialmente vía precipitación directa (goteo desde las hojas y ramas). En un bosque nativo siempreverde de *N. betuloides* situado a 910 m s.n.m. en la Cordillera de los Andes del Sur de Chile, las entradas anuales de agua vía neblinas fueron estimadas en alrededor de 1010 mm año⁻¹ (Oyarzún *et al.* 2004), lo que significa un

14 % de las entradas totales de agua al bosque. Esta precipitación oculta también significa una entrada importante de nutrientes a estos bosques de montaña, especialmente N inorgánico ($\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$) lo que ha sido señalado en la literatura (Weathers y Likens 1997; Godoy *et al.* 1999; Weathers 1999; Weathers *et al.* 2000; Oyarzún *et al.* 2004). Los factores que influyen la cantidad de precipitación oculta que captan estos bosques son altura y arquitectura del dosel, velocidad del viento, superficie foliar, orientación del terreno y orientación del follaje y ramas (Holder 2004). Cereceda y Schemenauer (1991) han documentado la ocurrencia de neblinas en Chile, observando un promedio de 45 días año⁻¹ en las estaciones costeras (40° S). Sin embargo, también han reportado frecuencias tan altas de hasta 189 días por año en altitudes cercanas a los 900 m s.n.m. Una característica común de los bosques de neblina es la abundancia de vegetación epífita. En los bosques nativos perennifolios localizados en la cordillera de la Costa del sur de Chile las epífitas tienen una biomasa de 2,2 Mg MS ha⁻¹ (Woda *et al.* 2006), las cuales tienen una gran influencia en la hidrología de estos bosques.

En una revisión de experimentos hidrológicos realizados en cuencas pareadas Brown *et al.* (2005) han concluido que una reducción en la cobertura arbórea significa un incremento en el rendimiento hídrico. Los estudios de cuencas pareadas generalmente se han enfocado en los impactos hidrológicos de la conversión (Bren y Hopmans, 2007) y actividades silvícolas en plantaciones forestales (Waterloo *et al.* 2007; Webb 2009). Webb (2009) ha reportado incrementos mensuales significativos en el rendimiento hídrico en plantaciones de *P. radiata* y bosques de *Eucalyptus* en Australia después de una corta, debido al incremento en los flujos base. Stednick (1996) ha revisado los efectos de las cortas en estudios realizados en Estados Unidos tratando de detectar cual es el porcentaje mínimo de área tratada para detectar cambios en el rendimiento hídrico. En general con reducciones menores que el 20 % de la cobertura vegetal no se detectan cambios en el rendimiento hídrico, resultado que es coincidente con lo postulado por Bosh y Hewlett (1982). Estudios realizados en bosques caducifolios en Massachusetts (USA) muestran que una reducción en el área basal de alrededor de un 34 %, resultan de un incremento del rendimiento hídrico, flujos base y recarga de agua del subsuelo especialmente en la estación otoño-invierno (Bent 2001).

Los resultados mostrados en el presente estudio revelan que reducciones entre un 35 y 40 % del área basal en bosques caducifolios y perennifolios logran un aumento significativo del rendimiento hídrico. En el caso de la cuenca con bosques secundarios caducifolios de *Nothofagus* sp. el aumento se puede atribuir debido a que aumentó la precipitación que llega al suelo del bosque (82,8 %) y decrecieron las pérdidas por interceptación (15,4 %) en comparación con la cuenca no tratada, donde la precipitación directa fue de un 78,5% y la interceptación un 18,1% (Oyarzún *et al.* 2009). En el

caso del manejo en el bosque perennifolio el período postmanejo muestra un aumento significativo y sostenido del rendimiento hídrico, especialmente en el tercer y cuarto año postmanejo. Por otro lado estudios relacionados con el balance hídrico en microcuencas con plantaciones jóvenes de *P. radiata* y *E. globulus* en el Sur de Chile han mostrado una disminución sostenida de las reservas de agua del suelo con el desarrollo de las plantaciones, así como también un incremento en la intercepción y evapotranspiración (Oyarzún y Huber 1999). También Otero *et al.* (1994), trabajando en pequeñas cuencas durante un período de dos años, han indicado que la conversión de bosques secundarios de *N. obliqua* y bosques adultos remanentes nativos por plantaciones exóticas de *P. radiata* se traduce en una disminución del rendimiento hídrico especialmente en verano. El rendimiento hídrico de las cuencas cubiertas por vegetación nativa fue hasta un 28 % superior que el rendimiento de las cuencas con pinos. Little *et al.* (2009) trabajando en grandes cuencas de la zona central de Chile también han revelado disminuciones del rendimiento hídrico (especialmente en verano), debido a la sustitución paulatina de los bosques nativos secundarios de *N. obliqua* y *N. glauca* por plantaciones exóticas de *Pinus radiata* durante el período 1975-2000.

Los bosques nativos del Sur de Chile poseen eficientes mecanismos de retención de nutrientes, especialmente N. Entre los procesos biogeoquímicos que permiten explicar la retención de N biodisponible en bosques prístinos localizados en suelos volcánicos de la cordillera de los Andes se encuentran: (a) Nitrificación heterotrófica; (b) Transformación de nitrato en amonio y en un compartimento de N orgánico disuelto; y (c) Transformación de nitrato en fracciones de N orgánico soluble (Huygens *et al.* 2008). Investigaciones previas en ecosistemas boscosos del Sur de Chile han demostrado que las salidas de N inorgánico vía escorrentía superficial significan cantidades mínimas comparado con el N orgánico que constituye las principales salidas (Hedin *et al.* 1995; Perakis y Hedin 2002). Sin embargo, cuando la vegetación nativa ha sido degradada las salidas de N inorgánico predominan (Oyarzún *et al.* 1998). Por otro lado la sustitución de vegetación nativa está asociada con drásticas prácticas de cosecha con posibles impactos sobre la calidad del agua mediante la remoción de biomasa, erosión del suelo y mineralización acelerada del N. En las últimas décadas la cordillera de la Costa del centro-sur de Chile ha sufrido un proceso acelerado de cambio de uso del suelo, los cuales afectan fuertemente los flujos de nutrientes en las cuencas. En el caso de la sustitución de vegetación nativa por plantaciones exóticas, los mecanismos de retención de N se ven fuertemente afectados. Concretamente los cambios de uso del suelo alteran significativamente la composición de las comunidades microbianas, lo cual significa una alteración del ciclo del N (Huygens y Boeckx 2009).

CONCLUSIONES

Los resultados de intercepción en bosques nativos del centro-sur de Chile muestran que la hidrología de los bosques de montaña está íntimamente relacionada con las precipitaciones ocultas (nubes, neblinas), las cuales significan una entrada adicional de agua y nutrientes, especialmente N.

Por otro lado los resultados del manejo de estos bosques muestran que reducciones de un 35 y 40 % del área basal en bosques caducifolios y perennifolio logran un aumento significativo y sostenido del rendimiento hídrico, especialmente en el tercer y cuarto año postmanejo en estudios de microcuencas.

Finalmente se ha demostrado que estos bosques poseen eficientes mecanismos de retención de nutrientes, especialmente N, que se ven fuertemente afectados debido a la degradación y a la conversión por plantaciones exóticas de crecimiento rápido.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto Fondecyt N° 1090345 del Fondo Nacional de Ciencias (CONICYT, Chile).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alaback P. 1991. Comparative ecology of temperate rainforests of the Americas along analogous climatic gradients. *Revista Chilena de Historia Natural*, 64: 399-412.
- Andreassian V. 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *J. Hydrology*, 291: 1-27.
- Bent G.C. 2001. Effects of forest-management activities on runoff components and ground-water recharge to Quabbin Reservoir, central Massachusetts. *For. Ecol. Manage.*, 143: 115-129.
- Bosch J.M. y J.D. Hewlett. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrology*, 55 (1/4): 3-23.
- Bren L. y P. Hopmans. 2007. Paired catchments observations on the water yield of mature eucalypt and immature radiata pine plantations in Victoria, Australia. *J. Hydrology*, 336: 416-429.
- Brown A.E., L. Zhang, T.A. McMahon, W. Western y R.A. Vertessy. 2005. A review of paired catchments studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *J. Hydrology*, 310: 28-61.
- Cereceda P. y R.S. Schemenauer. 1991. The occurrence of fog in Chile. *J. Applied Meteorology*, 30: 1097-1105.

- CONAF, CONAMA, BIRF. 1999. *Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile*. Universidad Austral de Chile y Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago (Chile).
- Crockford R.H. y D.P. Richardson. 2000. Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological Processes*, 14: 2903-2920.
- Diaz M.F., S. Bigelow y J. Armesto. 2007. Alteration of the hydrologic cycle due to forest clearing and its consequences for rainforest succession. *For. Ecol. Manage.*, 244: 32-40.
- Donoso C. 1993. *Ecología de los bosques templados de Chile y Argentina*. Editorial Universitaria, Santiago (Chile).
- Dudley N. y S. Stolton. 2003. *Running pure: the importance of forest protected areas to drinking water*. World Bank in Alliance with World Wildlife Fund for forest conservation and sustainable use, Londres.
- Echeverría C., D. Coomes, J. Salas, J.M. Rey Benayas, A. Lara y A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forest. *Biol. Conservation*, 130: 481-494.
- Godoy R, C. Oyarzún y J. Bahamondes. 1999. Flujos hidroquímicos en un bosque de *Nothofagus pumilio* en el Parque Nacional Puyehue, sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72: 579-594.
- Gutiérrez A.G., J.J. Armesto, J. C. Aravena, M. Carmona, N.V. Carrasco, D.A. Christie, M. P. Peña, C. Pérez y A. Huth. 2009. Structural and environmental characterization of old-growth temperate rainforests of northern Chiloé Island, Chile: regional and global relevance. *For. Ecol. Manage.*, 258: 376-388.
- Hedin L.O., J.J. Armesto y A. Johnson. 1995. Patterns of nutrients loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. *Ecology*, 76: 496-509.
- Hervé-Fernández P. y C. Oyarzún. 2011. Hydrological control on nutrient exports in catchments with native and plantation forests in southern Chile. *Hydrological Processes* (submitted).
- Holder C. D. 2004. Rainfall interception and fog precipitation in a tropical montane cloud forest of Guatemala. *For. Ecol. Manage.*, 190: 373-384.
- Huber A. y A. Iroumé. 2001. Variability of annual rainfall partitioning for different sites and forest cover in Chile. *J. Hydrology*, 248: 78-92.
- Huber A. y C. Oyarzún. 1992. Redistribución de las precipitaciones en un bosque siempreverde del sur de Chile. *Turrialba*, 42: 192-199.
- Huber A., A. Iroumé y J. Bathurst. 2008. Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrological Processes*, 22: 142-148.
- Huygens D., P. Boeckx, P. Templer, L. Paulino, O. Van Cleemput, C. Oyarzún, C. Muller y R. Godoy. 2008. Mechanisms for retention of bioavailable nitrogen in volcanic rainforest soil. *Nature Geoscience*, 1: 543-548.
- Huygens D. y P. Boeckx. 2009. Terrestrial nitrogen cycling in southern Chile: looking back and forward. In: N. Verhoest, P. Boeckx, C. Oyarzún & R. Godoy (eds) *Ecological Advances on Chilean Temperate Rainforests*. Academia Press, Londres. Pp. 89-102.

- Iroumé A. y A. Huber A. 2002. Comparison of interception losses in a broadleaved native forest and a *Pseudotsuga menziesii* (Douglas fir) plantation in the Andes Mountains of southern Chile. *Hydrological Processes*, 16: 2347-2361.
- Iroumé A., A. Huber y K. Schulz. 2005. Summer flows in experimental catchments with different forest covers, Chile. *J. Hydrology*, 300: 300-313.
- Lara A., C. Little, R. Urrutia, J. McPhee, C. Alvarez-Garreton, C. Oyarzun, D. Soto, P. Donoso, L. Nahuelhual, M. Pino y I. Arismendi. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *For. Ecol. Manage.*, 258: 415-424.
- Likens G.E. y F.H. Bormann. 1995. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York.
- Likens G.E. 2001. Biogeochemistry, the watershed approach: some uses and limitations. *Marine & Freshwater Res.*, 52: 5-12.
- Little C., A. Lara, J. McPhee y R. Urrutia. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *J. Hydrology*, 374: 162-170.
- Nahuelhual L., P. Donoso, A. Lara, D. Núñez, C. Oyarzun y E. Neira. 2007. Valuing ecosystem services of Chilean temperate rainforests. *Environ., Develop. & Sustainability*, 9: 481-499.
- Núñez D., L. Nahuelhual y C. Oyarzún. 2006. Forests and water: the value of native temperate forests in supplying water for human consumption. *Ecol. Economics*, 58: 606-616.
- Olson, D. y E. Dinerstein. 1998. The Global 200: a representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biol.*, 12: 502-515.
- Otero L., A. Contreras y L. Barrales. 1994. Efectos ambientales del reemplazo de bosque nativo por plantaciones (Estudio en cuatro microcuencas en la provincia de Valdivia). *Ciencia e Investigación Forestal*, 8: 252-276.
- Oyarzún C.E. y A. Huber. 1999. Water balance in young plantations of *Eucalyptus globulus* and *Pinus radiata* in southern Chile. *Terra*, 17: 35-44.
- Oyarzún C.E., R. Godoy y A. Sepúlveda. 1998. Water and nutrient fluxes in a cool temperate rainforest at the Cordillera de la Costa in southern Chile. *Hydrological Processes*, 12: 1067-1077.
- Oyarzún C.E., R. Godoy, A. De Schrijver, J. Staelens y N. Lust. 2004. Water chemistry and nutrient budgets in an undisturbed evergreen rainforest of southern Chile. *Biogeochemistry*, 71: 107-123.
- Oyarzún C.E., R. Godoy, J. Staelens, C. Aracena y J. C. Proschle. 2005. Nitrogen fluxes in a *Nothofagus obliqua* forest and a *Pinus radiata* plantation in the Central Valley of southern Chile. *Gayana Botánica*, 62 (2): 86-95.
- Oyarzún C.E., C. Aracena, P. Rutherford, R. Godoy y A. Deschrijver. 2007. Effects of land use conversion from native forests to exotic plantations on nitrogen and phosphorus retention in catchments of southern Chile. *Water, Air & Soil Poll.*, 179: 341-350.
- Oyarzún C.E., N. Verhoest, J. Staelens y R. Godoy. 2009. Effects of management practices on water yield in small headwater catchments at Cordillera de los

- Andes in southern Chile. In: N. Verhoest, P. Boeckx, C. Oyarzún & R. Godoy (eds) *Ecological Advances on Chilean Temperate Rainforests*. Academia Press, Londres. Pp.: 55-63.
- Oyarzún C.E., R. Godoy, J. Staelens, P. J. Donoso y N. E. C. Verhoest. 2011. Seasonal and annual throughfall and stemflow in Andean temperate rainforests. *Hydrolo. Processes*, 25: 623-633.
- Perakis S. y L. Hedin. 2002. Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature*, 415: 416-419.
- Stednick J.D. 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *J. Hydrology*, 176: 79-95.
- Waterloo M.J., J. Schellekens, L.A. Bruijnzeel y T.T. Rawaqa. 2007. Changes in catchment runoff after harvesting and burning of a *Pinus caribaea* plantation in Viti Levu, Fiji. *For. Ecol. Manage.*, 251: 31-44.
- Webb A.A. 2009. Streamflow response to *Pinus* plantation harvesting: Canobolas State forest, southeastern Australia. *Hydrological Processes*, 23: 1679-1689.
- Weathers K.C. 1999. The importance of cloud and fog in the maintenance of ecosystems. *Tree*, 14: 214-215.
- Weathers K.C. y G.E. Likens. 1997. Clouds in southern Chile: an important source of nitrogen to nitrogen-limited ecosystems? *Environ. Sci. & Technology*, 31: 210-213.
- Weathers K.C., G.M. Lovett, G.E. Likens y N. Caraco. 2000. Cloudwater inputs of nitrogen to forest ecosystems in southern Chile: forms, fluxes, and sources. *Ecosystems*, 3: 590-595.
- Woda Ch., A. Huber y A. Dornbusch. 2006. Vegetación epífita y captación de neblina en bosques siempreverde en la Cordillera Pelada. *Bosque*, 27: 231-240.

LA MATERIA ORGÁNICA NATURAL DEL AGUA Y SU REACTIVIDAD DURANTE EL PROCESO DE POTABILIZACIÓN

Estudio de un caso: El agua del Embalse de Úzquiza, Burgos (España)

F.J. Rodríguez Vidal¹, L.A. Marcos Naveira² y L.A. Núñez Recio³

Departamento de Química. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Burgos Av. Cantabria s/n. Burgos 09006 (España).

E-mails: ¹<qpvito@ubu.es>; ²<qplamn@ubu.es>; ³<albernum@ubu.es>

Resumen: El objetivo principal de este artículo es investigar la composición de la materia orgánica natural (NOM) del agua del Embalse de Úzquiza (Burgos, España) y las principales propiedades de la fracción mayoritaria (sustancias húmicas). Se han usado tres tipos diferentes de agua: El agua natural del Embalse de Úzquiza, soluciones de ácidos fúlvicos y húmicos extraídos de dicho embalse y soluciones de ácidos húmicos comerciales. El fraccionamiento de la NOM del embalse muestra que está principalmente compuesta por ácidos fúlvicos (45 %) y ácidos hidrofílicos de bajo peso molecular (27 %). Los pesos moleculares obtenidos para las sustancias húmicas son: Ácidos húmicos comerciales (4500 Da) > ácidos húmicos naturales (2500 Da) > ácidos fúlvicos naturales (1000 Da). Los ácidos húmicos tienen los mayores valores de SUVA (Absorbancia UV específica) mientras que los ácidos fúlvicos naturales muestran una mayor acidez carboxílica y total. La ozonización de la NOM provoca la fragmentación de las macromoléculas húmicas en compuestos de menor peso molecular. El agua natural del embalse tiene una menor capacidad de adsorción sobre carbón activado y presenta una mayor biodegradabilidad (30,8 % BDOC: Carbono Orgánico Disuelto Biodegradable) que las sustancias húmicas puras, mostrando valores ligeramente mayores de biodegradabilidad los ácidos fúlvicos (7,5 % BDOC) que los ácidos húmicos (6,7 % BDOC). Las sustancias húmicas muestran un mayor potencial de formación de trihalometanos (THMFP) que el agua natural del Embalse, siendo los ácidos húmicos (compuestos orgánicos hidrofóbicos de alto peso molecular y altos valores de SUVA) los que tienen el mayor THMFP.

Palabras clave: Sustancias húmicas, ozono, tratamiento de potabilización del agua.

Natural organic matter in water and its reactivity in drinking water treatment. A case study: the water from the Úzquiza Reservoir, Burgos (Spain).

Abstract: The main objective of this paper is to investigate the organic composition of the natural organic matter (NOM) from the Úzquiza Reservoir

water (Burgos, Spain) and the main properties of the majority fraction, the humic substances. Three different types of water have been used in this study: the natural water from the Úzquiza Reservoir, solutions of fulvic and humic acids extracted from the mentioned reservoir, and solutions of commercially supplied humic acids. The fractionation of the reservoir NOM shows that it is mainly composed of fulvic acids (45 %) and low MW hydrophilic acids (27 %). Molecular weights obtained for the humic substances are: commercial humic acids (4500 Da) > natural humic acids (2500 Da) > natural fulvic acids (1000 Da). Humic acids have the highest SUVA values (Specific UV Absorbance) whereas the natural fulvic acid shows a higher total and carboxylic acidity. Ozonation of NOM causes a fragmentation of the humic substances macromolecules into lower molecular weight compounds. Activated carbon adsorption of the natural reservoir water is lower than that of the humic substances. The NOM from the reservoir water is the most biodegradable, with 30.8 % BDOC (Biodegradable Dissolved Organic Carbon); the humic substances (fulvic and humic acids) have a low biodegradability, showing values slightly higher than the fulvic acids (7.5 % BDOC) than the humic acids (6.7% BDOC). The humic substances show a higher trihalomethane formation potential (THMFP) than the natural reservoir water, the humic acids (hydrophobic high molecular weight organic compounds with high values of SUVA) having the highest THMFP value.

Key words: humic substances, ozone, drinking water treatment.

INTRODUCCIÓN

Las aguas naturales contienen concentraciones variables de numerosos compuestos orgánicos; incluso el agua de lluvia contiene materia orgánica total (TOC, *Total Organic Carbon*) en concentraciones en torno a 0,5 mg C L⁻¹. La mayor parte del material orgánico está presente en forma disuelta (*Dissolved Organic Carbon*: DOC), mientras que una mínima parte (generalmente en torno al 10 %) está en forma coloidal o particulada (Thurman, 1985).

La diferenciación entre ambas fracciones se hace mediante filtrado (0,45 µm). La concentración de materia orgánica es usualmente baja en aguas subterráneas y en aguas marinas (en éstas últimas en torno a 1 mg C L⁻¹; Willians, 1971), variable en aguas superficiales (en torno a unos pocos mg.L⁻¹ TOC, con una media en el rango de 5-6 mg C L⁻¹; Moeller *et al.*, 1979) y puede llegar a ser bastante alta en algunos casos concretos, como en lagos eutrofizados (30 mg C L⁻¹ y valores superiores; AWWA, 1991).

Esta materia orgánica natural del agua (*Natural Organic Matter*: NOM) proviene principalmente del arrastre de materia orgánica de los suelos circundantes y de reacciones biológicas, químicas y fotoquímicas (proceso de humificación) que sufren los subproductos orgánicos derivados de la descomposición de plantas y animales en el medio acuoso (AWWA, 1991; Galapate *et al.*, 1997; Rodríguez *et al.*, 1999). La composición de la NOM depende del lugar de origen; un amplio abanico de compuestos aparecen

formando parte de la NOM, desde ácidos hidrofílicos de bajo peso molecular, carbohidratos, proteínas y aminoácidos, hasta compuestos de mayor peso molecular como los ácidos fúlvicos y húmicos (Choudry, 1983). La caracterización de la NOM es importante de cara al tratamiento de potabilización del agua, ya que algunas de las etapas del mismo (coagulación, adsorción) son más eficaces para eliminar determinados compuestos orgánicos en base a sus distintas propiedades (peso molecular medio o acidez orgánica, entre otras; Rodríguez y Núñez, 2011)

Las sustancias húmicas (ácidos fúlvicos y húmicos) representan habitualmente la fracción más abundante de la NOM (30-60 %; Imai *et al.*, 2003). Por tanto, es importante conocer sus principales propiedades fisicoquímicas, las cuales se resumen a continuación (Thurman, 1985; Rodríguez *et al.*, 1999): Son responsables del color en aguas naturales, presentan una gran reactividad con los halógenos (actuando de precursores de los subproductos de la desinfección denominados DBP), presentan una gran capacidad de adsorción sobre carbón activo, alúmina y coloides minerales (lo que puede modificar el comportamiento de estos últimos frente a tratamientos como la coagulación-floculación), forman complejos con diversos cationes metálicos (particularmente con Fe^{3+} , Al^{3+} y Cu^{2+} , lo que aumenta la solubilidad de dichos metales en el agua y dificulta su eliminación), pueden adsorber microcontaminantes orgánicos (pesticidas, ftalatos, P.C.B., lo que también aumenta la solubilidad de éstos en el agua) y presentan una baja biodegradabilidad (por lo que la vida media de estos compuestos en el agua es elevada).

Las sustancias húmicas están formadas por una mezcla de distintos compuestos todos ellos de naturaleza macromolecular y de carácter ácido debido a la presencia de grupos funcionales carboxílicos y fenólicos. Uno de los principales métodos para su extracción es la adsorción sobre resinas sintéticas (Thurman y Malcolm, 1981).

Las dos principales fracciones de las sustancias húmicas son los ácidos fúlvicos y húmicos, cuya diferenciación se hace en base a su distinta solubilidad a $\text{pH}=1,0$, siendo la fracción de ácidos fúlvicos soluble a dicho pH e insoluble la de ácidos húmicos (véase el apartado de *Material y Métodos*). Algunas de las diferencias entre ambas fracciones son (Rodríguez *et al.*, 1999): Los ácidos fúlvicos (AF) son más abundantes en las aguas naturales (Andrews y Huck, 1996) y presentan una mayor solubilidad y generalmente valores mayores de acidez (sobre todo carboxílica) que los ácidos húmicos (Collins *et al.*, 1986), mientras que los ácidos húmicos (AH) presentan un mayor peso molecular medio (Thurman, 1985; Chin *et al.*, 1994), mayor carácter aromático, absorbancia UV y color (AWWA, 1991). Generalmente presentan mayor potencial de formación de trihalometanos (Krasner *et al.*, 1996) y son más fácilmente coagulables que los ácidos fúlvicos.

En el presente artículo se pretende dar una visión lo más completa posible de la importancia de la caracterización de la materia orgánica (NOM) de nuestras aguas naturales (ríos, embalses, aguas subterráneas) que van a ser

tratadas en ETAP (Estaciones de Tratamiento de Agua Potable) para producir agua de consumo humano. Para tal fin, se ha utilizado el agua del Embalse de Úzquiza que abastece a la ciudad de Burgos (España), la cual se ha sometido a una caracterización completa e incluye un fraccionamiento de su NOM (determinación de las principales fracciones orgánicas que la constituyen) y un estudio de las propiedades de la principal fracción constituyente (sustancias húmicas) y su reactividad durante las etapas típicas de un tratamiento convencional de potabilización del agua (coagulación-floculación, filtración, desinfección).

MATERIAL Y MÉTODOS

Fraccionamiento de la materia orgánica

El esquema de fraccionamiento de la NOM usado en este trabajo (véase la Fig. 1) está basado en el procedimiento de adsorción sobre resinas descrito por Andrews (Andrews y Huck, 1996). En este procedimiento se usan tres tipos diferentes de resinas consecutivamente (suministradas por Aldrich Chemical Co., Reino Unido), haciendo pasar a través de ellas el agua del Embalse de Úzquiza (Burgos, España) ajustada a $\text{pH} = 2,0$ (Rodríguez y Núñez, 2011).

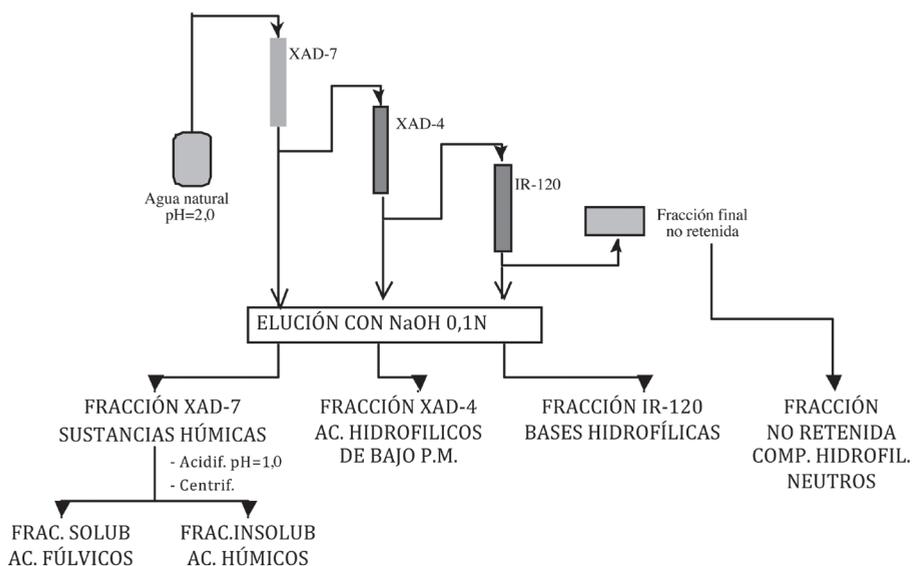


Figura 1. Fraccionamiento de la materia orgánica natural del Embalse de Úzquiza (España).

La primera resina en interactuar con el agua natural es la Amberlita XAD-7 (una resina adsorbente de carácter polimérico no iónico basada en ésteres acrílicos), la cual es específica para retener y aislar las sustancias húmicas (materia orgánica hidrofóbica); posteriormente, tras elución de la columna con NaOH 0,1 N, AF y AH se separan mediante precipitación a pH = 1,0: los AH precipitan mientras que los AF permanecen disueltos (después de precipitar durante 24 h la muestra se centrifugase). Posteriormente el agua natural procedente de la etapa anterior se hace pasar a través de una resina Amberlita XAD-4 (una resina adsorbente de carácter polimérico no iónico basada en poliestireno), la cual retiene y aísla la fracción de ácidos hidrofílicos de bajo peso molecular, compuesta principalmente por hidroxiacidos orgánicos y ácidos mono- y dicarboxílicos, de bajo peso molecular (Martin-Mousset *et al.*, 1997).

Por último, una resina Amberlita IR-120 Plus (resina de intercambio catiónico, con grupos intercambiadores de tipo sulfónico) aísla la fracción de bases hidrofílicas (Leenheer, 1981) compuesta principalmente por aminoácidos, bases púricas y pirimidínicas y alquilaminas de bajo peso molecular. La fracción orgánica restante (no adsorbida por ninguna de las tres resinas) es la fracción de compuestos hidrofílicos neutros, compuesta principalmente por polisacáridos y alcoholes alquílicos de bajo peso molecular (Andrews y Huck, 1996).

Cada una de las fracciones retenidas por las resinas es eluída mediante NaOH 0,1 N y todas ellas sometidas a cuantificación mediante un análisis de TOC (*Total Organic Carbon*).

Tipos de aguas utilizadas

En el presente trabajo se han estudiado las propiedades y reactividad de tres tipos de aguas:

- Agua natural procedente del Embalse de Úzquiza (Burgos, España).
- Soluciones acuosas de ácidos fúlvicos y húmicos naturales extraídos del Embalse de Úzquiza según el procedimiento descrito en el apartado anterior (véase también la Fig. 1).
- Soluciones acuosas de un ácido húmico comercial (*Aldrich Co.*), que se ha utilizado a efectos de comparación con las sustancias húmicas naturales.

Distribución de pesos moleculares de las sustancias húmicas: Cromatografía de exclusión molecular

El peso molecular medio de las sustancias húmicas (AF y AH) se determinó mediante cromatografía de exclusión molecular (también conocida como cromatografía de permeabilidad en gel: GPC) asociada a un sistema de

HPLC. Esta técnica se denomina en su conjunto *HPSEC (High-Performance Size-Exclusion Chromatography)*. La columna de separación utilizada en el sistema *HPSEC* está basada en un gel de tipo polimetacrilato hidroxilado (*Ultrahydrogel TM-250, Waters Co.*).

La fase móvil utilizada consiste en agua de calidad *Milli-Q* ajustada a pH = 7,0 con tampón fosfato y adición de NaCl hasta alcanzar una fuerza iónica equivalente a 0,1 mol L⁻¹ NaCl. El sistema de cuantificación fue mediante un detector de Ultravioleta (UV) a una longitud de onda de 254 nm. Como patrones de calibración se usaron macromoléculas de poliestirensulfonato (PSS) con pesos moleculares nominales de 1,0, 5,0, 13 y 20 KDa, moléculas que proporcionan pesos moleculares más ajustados a la realidad ya que, recientemente, se ha evidenciado que el uso como patrones de proteínas globulares (usadas tradicionalmente con anterioridad) tiende a sobreestimar el peso molecular de las sustancias húmicas (Chin *et al.*, 1994; Perminova *et al.*, 2003). La técnica *HPSEC* proporciona pesos moleculares más ajustados a la realidad que las técnicas de ultrafiltración (Kitis *et al.*, 2002).

Potencial de Formación de Trihalometanos

Para estudiar la formación de trihalometanos (definidos como la suma de las cuatro especies existentes, a saber (1) cloroformo CHCl₃; (2) bromodichlorometano CHCl₂Br; (3) dibromoclorometano CHClBr₂; y (4) bromoformo CHBr₃) durante el proceso de cloración del agua (etapa de desinfección dentro de la secuencia de potabilización del agua) se utilizó el ensayo de cloración simulada denominado “potencial de formación de trihalometanos” (*Trihalomethane Formation Potential: THMFP*); se tamponan la muestras de agua a estudiar (agua natural del embalse y soluciones de ácidos fúlvicos y húmicos naturales) a pH 7,0 (tampón fosfato) y se cloran en exceso con una solución de hipoclorito de -Na (dosis equivalente a 10 mg L⁻¹ Cl₂), asegurando siempre la presencia de cloro residual tras el periodo de incubación elegido (que en este caso fue de 72 h a 25 °C); tras dicho tiempo la reacción de formación de trihalometanos se detiene mediante adición de tiosulfato de Na (destrucción del cloro residual en la muestra). El posterior análisis de los *THM* formados se realiza mediante cromatografía de gases con detector de masas (*Hewlett Packard 5890*) con introducción de la muestra mediante un preconcentrador de purga y trampa.

Ensayos de ozonización

Los ensayos de ozonización de las aguas empleadas en el presente trabajo se llevaron a cabo mediante la utilización de un generador de ozono y un reactor de PVC (30 L). El reactor funciona en régimen “*semi-batch*” continuo con respecto al ozono y discontinuo con respecto a la muestra acuosa. La

dosis aplicada de O_3 se controla variando el tiempo de ozonización, teniendo en cuenta la producción de ozono del generador ($2 \text{ g de } O_3 \text{ h}^{-1}$) y el volumen de muestra acuosa utilizado.

Análisis de la absorbancia ultravioleta y de la concentración de carbono orgánico total (TOC)

- El análisis de la concentración de materia orgánica se realizó mediante un analizador automático de carbono orgánico total (*Total Organic Carbon: TOC; Shimadzu TOC-5050*), basado en el método de combustión de la muestra y detección mediante infrarrojo.
- La absorbancia ultravioleta a 254 nm (UV_{254}) de las soluciones acuosas se determinó en un espectrofotómetro UV-Visible (*Hitachi 100-10*), con una celda de cuarzo de paso de luz de 1 cm , a $\text{pH} = 7,0$. Los datos se muestran en forma del parámetro normalizado “absorbancia ultravioleta específica” (*Specific Absorbance UV: SUVA*):

$$SUVA = UV_{254}/TOC.$$

Ensayos de adsorción

El adsorbente empleado en los ensayos de adsorción de materia orgánica del agua fue carbón activado en polvo (*Powdered Activated Carbon: PAC*), ya que el empleo de carbones granulares presentaba interferencias debido a la abrasión y progresiva pulverización sufrida por dichos carbones a causa de la continua agitación requerida en los ensayos de adsorción. La capacidad adsorbente del PAC (*PANREAC*, carbón de origen mineral bituminoso con un radio medio de poro de $1,4 \text{ nm}$) en cada caso se determinó mediante isotermas de adsorción (isotermas modificadas de Freundlich); las muestras de agua se tamponaron a $\text{pH} = 7,0$ (tampón fosfato) y se pusieron en contacto con distintas cantidades de adsorbente ($0,08\text{--}3,20 \text{ g L}^{-1}$) en frascos de vidrio de 125 mL con agitación constante durante un tiempo de 64 h (tiempo en el que se alcanza el equilibrio de adsorción, según se determinó en experiencias previas). Las muestras se protegieron de la luz y se añadió HgCl_2 para evitar el crecimiento de microorganismos. El análisis de las isotermas se ha llevado a cabo usando como parámetro de estudio el TOC, el cual se determinó sobre las muestras filtradas (filtro de $0,45 \mu\text{m}$ de nitrato de celulosa).

Ensayos de biodegradación

Se realizaron ensayos de biodegradabilidad de la materia orgánica natural del agua basados en la medida del carbono orgánico disuelto biodegradable (*Biodegradable Dissolved Organic Carbon: BDOC*). En dichos ensayos

la muestra de agua se inocula con una población bacteriana encargada de la biodegradación de la materia orgánica; al finalizar el periodo de incubación determinado el *BDOC* se determina como la diferencia entre el *DOC* (*Dissolved Organic Carbon*) inicial y el final. La medida del *DOC* consiste en la medida del *TOC* (*Total Organic Carbon*), con el requisito previo de la filtración de la muestra (filtros de 0,45 µm). En concreto el ensayo de biodegradación utilizado en el presente trabajo se basa en el método de Joret-Lévi (Joret *et al.*, 1991); en este método se utiliza como inóculo arena biológicamente activa, es decir, que contiene una población bacteriana. Dicha arena usualmente procede de los filtros de las plantas potabilizadoras y antes del ensayo se lava con agua destilada hasta que no libere *DOC* (procedente de materia orgánica que lleva retenida la arena y que interfiere en el ensayo).

Sin embargo, en el presente estudio se utilizó el método de Joret-Lévi con ligeras modificaciones; la arena biológicamente activa se produjo en el laboratorio a partir de arena virgen idéntica a la usada en la planta potabilizadora de Arlanzón (Burgos, España), la cual se inoculó con agua natural del Embalse de Úzquiza (junto con un aporte periódico de nutrientes de N y P) durante tres meses, periodo lo suficientemente largo para asegurar la presencia de población bacteriana en la arena. La cantidad de muestra de agua empleada en los ensayos de biodegradación fue de 150 mL y la cantidad de arena inoculada no se midió en masa, sino en volumen; se escogió la cantidad de arena que ocupaba un volumen de 50 mL medido en una probeta. El periodo de incubación elegido fue de 7 días y la temperatura de incubación de 25 °C, condiciones experimentales que proporcionaron resultados de *BDOC* reproducibles (Carlson y Amy, 1997).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fraccionamiento de la materia orgánica natural del agua

El fraccionamiento de la materia orgánica natural (*NOM*) del agua del Embalse de Úzquiza (Burgos, España) según el procedimiento descrito en la Fig. 1 arrojó los siguientes resultados (Rodríguez y Núñez, 2011):

- Sustancias húmicas: 52 % (fracción retenida en la resina XAD-7), de las cuales:
 - * Ácidos fúlvicos: 47 % (aprox. un 90 % de las sustancias húmicas).
 - * Ácidos húmicos: 5 % (aprox. un 10 % de las sustancias húmicas).
- Ácidos hidrofílicos de bajo peso molecular: 27 % (fracción retenida en la resina XAD-4).

- Bases hidrofílicas: 8 % (fracción retenida en la resina IR-120 Plus).
- Compuestos hidrofílicos neutros: 13 % (fracción final no retenida en ninguna de las resinas).

Los resultados obtenidos muestran a las sustancias húmicas como componente mayoritario, estando éstas constituidas fundamentalmente por AF. La fracción de ácidos hidrofílicos también representa una contribución importante; entre ambas fracciones se explica un 79 % del contenido orgánico total del agua. Aunque la composición de la NOM varía con la fuente de origen estos resultados coinciden con los indicados por otros investigadores para aguas superficiales no contaminadas (Thurman, 1985; Malcolm, 1991).

Distribución de pesos moleculares de las sustancias húmicas

Las sustancias húmicas son mezclas complejas que comprenden especies de diferentes pesos moleculares; son por tanto sistemas polidispersos con una distribución específica de pesos moleculares (Myllykangas *et al.*, 2002), presentando los AF un menor peso molecular medio que los AH. Los primeros estudios realizados sobre este tema establecían pesos moleculares relativamente altos para las sustancias húmicas.

Por ejemplo, según Schnitzer (1972) los AH presentaban pesos moleculares entre 100 y 10^6 Da y los AF se encontraban en el rango de 180 a 10000 Da. Datos más recientes descritos en la bibliografía indican que las sustancias húmicas son más pequeñas y menos polidispersas de lo que se creía anteriormente y proponen un rango de pesos moleculares entre 500 y 2000 Da para los AF y entre 2000 y 5000 Da para los AH (Chin *et al.*, 1994; Swietlik *et al.*, 2004).

La determinación de los pesos moleculares medios de las sustancias húmicas es de gran importancia en el tratamiento de potabilización del agua, ya que algunos procesos del mismo (coagulación, adsorción, biodegradación) son más eficaces para eliminar compuestos orgánicos del agua con un rango de pesos moleculares determinado (véanse los apartados correspondientes; Allpike *et al.*, 2005; Kristiana *et al.*, 2010).

La Fig. 2 muestra el cromatograma mediante *HPSEC* de las tres sustancias húmicas estudiadas en el presente trabajo: AF y AH naturales (extraídos del Embalse de Úzquiza, Burgos, España) y ácidos húmicos comerciales (*Aldrich Co.*); en dicha Fig. 2 se puede observar que las sustancias húmicas eluyen de la columna de *HPSEC* con una distribución monomodal (un solo pico ancho) acompañada de pequeños subpicos, más pronunciados en el caso de los AF.

Los pesos moleculares medios calculados a partir del cromatograma *HPSEC* son los siguientes (Rodríguez y Núñez, 2011): AH comerciales (4500 Da), AH naturales (2500 Da) y AF naturales (1000 Da); estos resultados son consistentes con la hipótesis de que las sustancias húmicas presentan un rango relativamente estrecho de pesos moleculares (Chin *et al.*, 1994). Los pesos moleculares obtenidos en el presente trabajo para las sustancias húmicas estudiadas están en concordancia con los valores descritos en la bibliografía reciente; por ejemplo, los pesos moleculares indicados por varios investigadores para el AH comercial utilizado en el presente estudio (Aldrich) son 4006 Da (Karanfil *et al.*, 1996), 4100 Da (Chin *et al.*, 1994) y 4469 Da (Song *et al.*, 2010), valores muy similares al obtenido en el presente trabajo (4500 Da).

La Tabla 1 (Rodríguez *et al.*, 2011) resume las principales propiedades de dos sustancias húmicas usadas en este estudio: AF naturales y AH comerciales, donde puede observarse que los AH presentan valores más altos para los parámetros de peso molecular *SUVA* (un indicador del carácter aromático de los compuestos orgánicos) y color, mientras que los AF muestran valores superiores de acidez orgánica (carboxílica, fenólica y total); los AF también muestran un valor mayor para el parámetro combinado acidez orgánica total/peso molecular, el cual es más adecuado para la evaluación de la capacidad de la *NOM* para adsorberse sobre carbón activado.

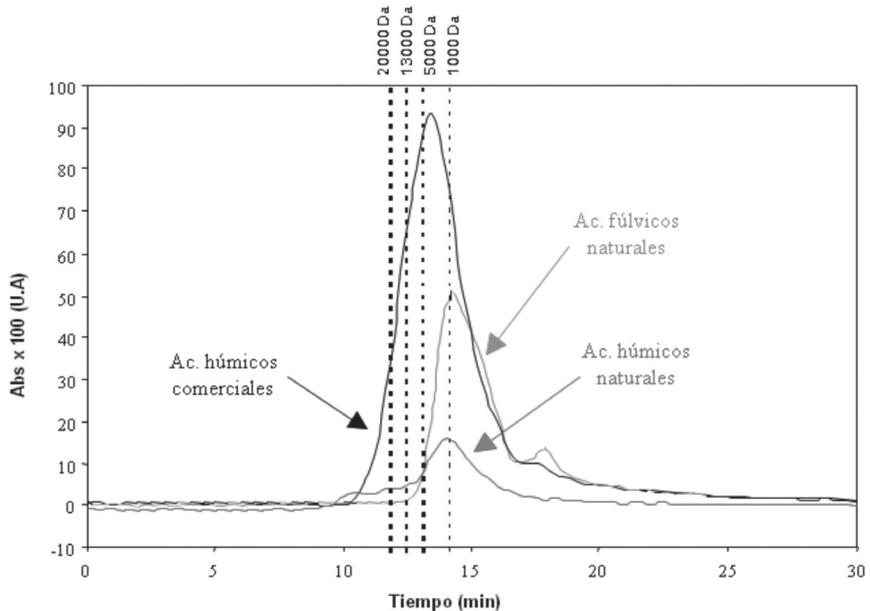


Figura 2. Cromatograma *HPSEC* de las sustancias húmicas (Rodríguez y Núñez, 2011).

Tabla 1. Principales propiedades de las sustancias húmicas (Rodríguez *et al.*, 2011).

Propiedad	Ácidos húmicos ^a	Ácidos fúlvicos ^b
Peso molecular medio (Da)	4500	1000
SUVA (UV ₂₅₄ /TOC) (U.A./mg C - cm)	0,05	0,03
Color/TOC (U. Pt-Co/mg C)	35,5	5,87
Acidez carboxílica (meq/g C)	7,4	9,1
Acidez fenólica (meq/g C)	3,1	4,5
Acidez total (meq/g C)	10,5	13,6
Acidez total/Peso molecular (meq/g C- Da)	2,3 10 ⁻³	13,6 10 ⁻³

^a Ácidos húmicos comerciales (*Aldrich Co*, Reino Unido); ^b Ácidos fúlvicos naturales (extraídos del Embalse de Úzquiza (Burgos, España). Muestras tamponadas a pH = 7,0.

Reactividad de la materia orgánica natural del agua durante el proceso de potabilización

La Fig. 3 muestra la secuencia de tratamiento del agua en la planta potabilizadora de Arlanzón (Burgos, España).

Dicha secuencia consta de las siguientes etapas:

- Preozonización: Aplicación de O₃ en cabeza de tratamiento con la finalidad de oxidar y eliminar iones metálicos (principalmente Fe²⁺ y Mn²⁺) presentes en el agua del Embalse de Úzquiza.
- Coagulación-floculación: Tiene la finalidad de convertir las diminutas partículas coloidales en flóculos de mayor tamaño que presenten una masa suficiente para sedimentar. El coagulante usado en este caso es sulfato de aluminio.
- Decantación: Sedimentación de los flóculos formados en la etapa anterior y otros sólidos presentes en el agua de similar tamaño (sólidos en suspensión).
- Filtración: Filtrado del agua para eliminar las partículas de menor tamaño que no hayan sedimentado en la etapa anterior. En este caso se usan filtros de arena.
- Desinfección: Desinfección del agua mediante ozono (postozonización) y posterior cloración residual a dosis bajas.

En los apartados siguientes se describe la reactividad de la materia orgánica natural del agua del Embalse de Úzquiza durante las principales etapas de la secuencia de potabilización.

Reactividad de la materia orgánica frente al ozono

En las plantas potabilizadoras de agua el O_3 puede aplicarse en tres puntos distintos (Rodríguez, 2003).

– *Preozonización*: Aplicación en cabeza de tratamiento. Puede suministrarse en la toma de agua para proteger a las líneas de conducción que llevan a la estación potabilizadora de posibles crecimientos microbianos, para el control de olores y sabores y como una primera desinfección (Oxenford, 1996). Sin embargo, lo más común es aplicar la preozonización como primera etapa en misma planta de tratamiento, utilizándose principalmente para la eliminación de Fe y Mn, para el control de olores y sabores, como ayuda del proceso de coagulación (según los casos; Rodríguez *et al.*, 1998a) y como desinfectante.

– *Ozonización intermedia*: Se aplica antes de la etapa de filtración. Se utiliza principalmente para oxidar la NOM, aumentando su biodegradabilidad y favoreciendo su eliminación biológica en los filtros (de arena o de carbón activado granular), lo cual ha llevado a designar dicho proceso como Carbón Activado Biológico (*Biological Activated Carbon: BAC*). También se puede usar para la eliminación de microcontaminantes orgánicos y para eliminar Fe y Mn en aguas con alto contenido en NOM (AWWA, 1991).

– *Postozonización*: Aplicación al final de la secuencia de tratamiento. Se usa exclusivamente para la desinfección, sobre todo en Europa. En Estados Unidos de Norteamérica es más habitual realizar la desinfección principal mediante preozonización.

Cada vez es más común la utilización simultánea del O_3 en dos puntos de la secuencia de tratamiento: Preoz/Postoz, Preoz/Oz. Inter. y Postoz/Oz. Inter.; incluso algunas plantas utilizan la ozonización simultánea en los tres puntos de aplicación. En el caso descrito en este artículo (potabilizadora de Arlanzón, Burgos, España) se usa la combinación preozonización/postozonización (véase Fig. 3).

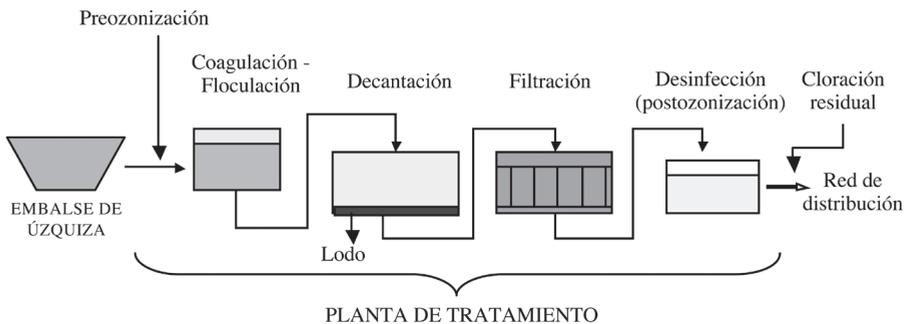


Figura 3. Esquema de la planta potabilizadora de Arlanzón (Burgos, España).

El efecto del O_3 sobre la *MOM* del agua se muestra para el caso de los ácidos húmicos comerciales en la Fig. 4 (Rodríguez, 2003).

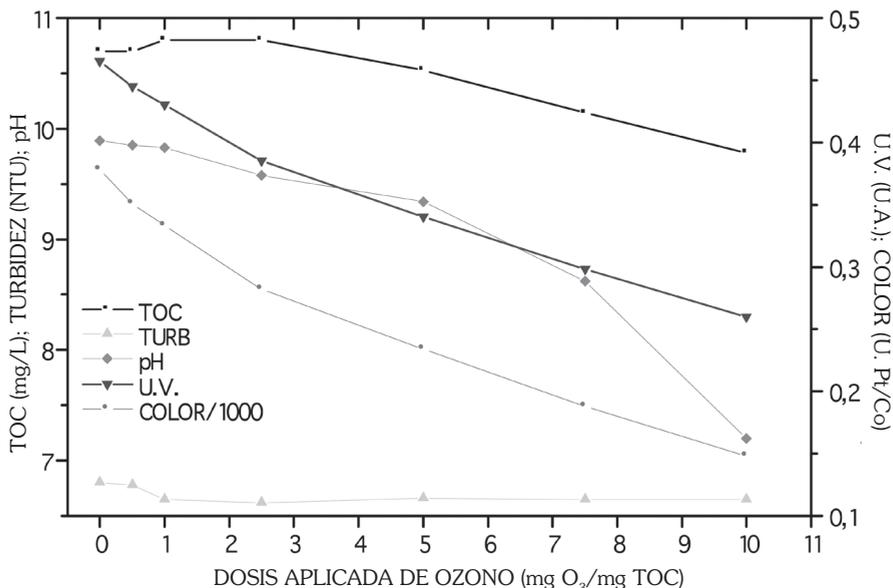
En dicha Fig. 4 se observan reducciones importantes en la absorbancia UV_{254} (el O_3 reacciona preferentemente con las porciones aromáticas de las sustancias húmicas, disminuyendo por tanto la aromaticidad de la molécula húmica ozonizada) y el color (debido a la gran reactividad del O_3 con los grupos cromóforos), mientras que la reducción de turbidez es mínima y la eliminación de *TOC* (oxidación completa de la materia orgánica hasta CO_2) sólo se consigue (y en pequeños porcentajes) a altas dosis de O_3 . También se observa una disminución del pH (más acusada a altas dosis de O_3 , como en el caso del *TOC*) debido al aumento del carácter ácido de la materia orgánica ozonizada (mayor presencia de grupos carboxílicos y fenólicos), además de la formación de CO_2 comentada anteriormente.

El comportamiento de la turbidez tras la ozonización es variable; algunos investigadores han detectado incrementos en la turbidez del agua ozonizada (Jekel, 1983), mientras que otros (sobre todo en casos de baja turbidez mineral y baja dureza) indican un descenso de la turbidez con la ozonización (Favardin y Collins, 1989). El presente caso objeto de estudio se enmarca dentro de la última referencia indicada, ya que la solución sintética de AH utilizada carece de turbidez mineral y de dureza, observándose una ligera disminución de la turbidez tras la ozonización.

Como se observa en la Fig. 4 a las dosis de O_3 habitualmente empleadas en la potabilización del agua ($0,5 - 4 \text{ mg } O_3 \text{ mg}^{-1} \text{ TOC}$) el efecto neto del O_3 no es la mineralización total de la materia orgánica hasta CO_2 , sino la ruptura de las macromoléculas húmicas en fragmentos de menor peso molecular que tienen un mayor carácter ácido, resultado que está ampliamente respaldado en la bibliografía (Galapate *et al.*, 2001; Ma, 2004; An *et al.*, 2009).

Reactividad de la materia orgánica en la etapa de filtración-adsorción

Aunque en la planta potabilizadora de Arlanzón (Burgos, España) se emplea como material filtrante la arena (ya que el agua de partida del Embalse de Úzquiza es de muy buena calidad) es muy frecuente utilizar en el tratamiento del agua potable filtros de carbón activado granular (*Granular Activated Carbon: GAC*), los cuales son útiles en la eliminación de posibles microcontaminantes orgánicos presentes en el agua; en el caso concreto de los subproductos de la desinfección (*Disinfection By-Products: DBP*) el *GAC* presenta elevadas capacidades de adsorción para ciertos *DBP* como los ácidos haloacéticos, las halocetonas, los haloacetosnitrilos, la cloropicrina y el hidrato de cloral, mientras que su efectividad es mucho menor para el caso de los trihalometanos (Speth y Miltner, 1990). Los filtros de *GAC* también muestran capacidad de adsorción frente a las macromoléculas naturales del agua (*NOM*). De hecho, la adsorción de *NOM* reduce la capacidad de adsorción del *GAC* frente a los microcontaminantes orgánicos (Karanfil *et al.*, 1996; Wang, 1997).



Condiciones iniciales: TOC mg C L⁻¹ = 10,7 mg C L⁻¹; UV = 0,465 U.A.; pH = 9,85; Color = 378 U.Pt-Co; Turb = 6,80 NTU.

Figura 4. Ozonización de los ácidos húmicos (Rodríguez, 2003)

La forma más frecuente de estudiar la capacidad de adsorción de los materiales adsorbentes es mediante isotermas de adsorción en las que se muestra la distribución del adsorbato entre el carbón y la disolución cuando se ponen en contacto ambos y se alcanza el equilibrio. Las isotermas de adsorción son una representación gráfica de la cantidad de adsorbato retenido por el carbón frente a la concentración remanente en disolución. La mayor parte de las isotermas de adsorción se ajustan a la ecuación empírica de Freundlich, por lo que estas isotermas se denominan generalmente “isotermas de Freundlich” (Najm, 1996); la citada ecuación se expresa como:

$$x/m = k_F c_e^n$$

siendo:

x: Cantidad de adsorbato retenido por el adsorbente.

m: Cantidad de adsorbente empleada.

c_e: Concentración de adsorbato remanente en disolución.

k_F: Parámetro de afinidad de Freundlich para un sistema heterodisperso: está relacionado con la capacidad de adsorción del adsorbente frente al soluto.

n: Coeficiente exponencial de Freundlich. Está relacionado con la magnitud de la fuerza de la adsorción y con la distribución de los sitios energéticos del adsorbente.

A la relación x/m se le suele denominar “ q_e ” (cantidad de soluto adsorbido por unidad de masa de adsorbente; Karanfil *et al.*, 1996; Karanfil *et al.*, 1998). La forma logarítmica de la ecuación de Freundlich (que es la habitual forma de representación) proporciona una recta de pendiente n y ordenada k_F (para $c_e=1$):

$$q_e = k_F c_e^n \Rightarrow \log q_e = \log k_F + n \log c_e$$

Sin embargo, en el caso de mezclas de solutos (como es el caso de la NOM del agua) en los que cada uno exhibe una distinta afinidad por el adsorbente es más útil utilizar la “ecuación modificada de Freundlich”:

$$q_e = k_F (c_e/d_o)^n \Rightarrow \log q_e = \log k_F + n \log(c_e/d_o)$$

La ecuación modificada de Freundlich consiste en la normalización de la concentración remanente de soluto en la solución, dividiéndola por la dosis de adsorbente utilizada en cada caso ($d_o = \text{mg adsorbente L}^{-1}$). Dicha ecuación fue desarrollada específicamente para estudiar el comportamiento frente a la adsorción de mezclas de solutos que, además, pueden tener distintas concentraciones iniciales en la solución acuosa de partida (Karanfil *et al.*, 1996; Kilduff *et al.*, 1996; Karanfil *et al.*, 1998).

Dado que en el presente estudio el agua natural del Embalse es una mezcla de diversos compuestos orgánicos y las soluciones de AF y AH también son mezclas (más homogénea en el caso de los AH comerciales) de distintas fracciones de compuestos orgánicos se ha utilizado como método de trabajo las isotermas modificadas de Freundlich. De manera simple (y para efectos rápidos de comparación entre distintas isotermas) se puede decir que cuánto más estén situadas las isotermas hacia el ángulo superior izquierdo de la gráfica, más capacidad de adsorción representan (Lambert y Graham, 1995). El extremo derecho de las isotermas corresponde a las dosis más bajas de adsorbente y el extremo izquierdo a las dosis más altas.

En la Fig. 5 se representan las isotermas de adsorción sobre carbón activado en polvo (*Powdered Activated Carbon: PAC*) para el agua natural del Embalse, los AH comerciales y los AF naturales. La justificación de usar como adsorbente *PAC* en vez de *GAC* se ha dado el apartado de “Material y Métodos”.

En dicha Fig. 5 se aprecia que, en general, el agua natural presenta la menor capacidad de adsorción sobre *PAC* mientras que para el caso de las sustancias húmicas no se aprecia un comportamiento claro; para dosis bajas de adsorbente (parte derecha de las isotermas) los AF parecen presentar una mayor capacidad adsorbente que los AH, pero para altas dosis de adsorbente

(parte izquierda de las isotermas) dicha tendencia se invierte, resultado que ya ha sido descrito en la bibliografía (Weber *et al.*, 1983; Kilduff *et al.*, 1996).

La literatura científica no es unánime con respecto al comportamiento frente a la adsorción de las sustancias húmicas; algunos estudios indican una mayor capacidad de adsorción para los AH (McCreary y Snoeyink, 1980) y otros para los AF (Lambert y Graham, 1995). Dicho comportamiento depende fundamentalmente de tres parámetros (Rodríguez *et al.*, 2000a): (1) Las características del carbón activado utilizado (principalmente, el tamaño de los poros); (2) La estructura y propiedades de las sustancias húmicas (peso molecular medio, acidez orgánica); y (3) La composición química de las soluciones utilizadas (principalmente pH, fuerza iónica del medio y tipo de cationes presentes), ya que los cationes divalentes son especialmente eficaces para incrementar la capacidad de adsorción de las sustancias húmicas sobre el carbón activado (Randtke y Jepsen, 1982; Weber *et al.*, 1983). Así, pues, los resultados obtenidos en el presente estudio sólo son aplicables a los materiales aquí utilizados: Carbón activado en polvo (suministrado por Panreac), AH comerciales suministrados por Aldrich y AF y agua natural procedentes del embalse de Úzquiza.

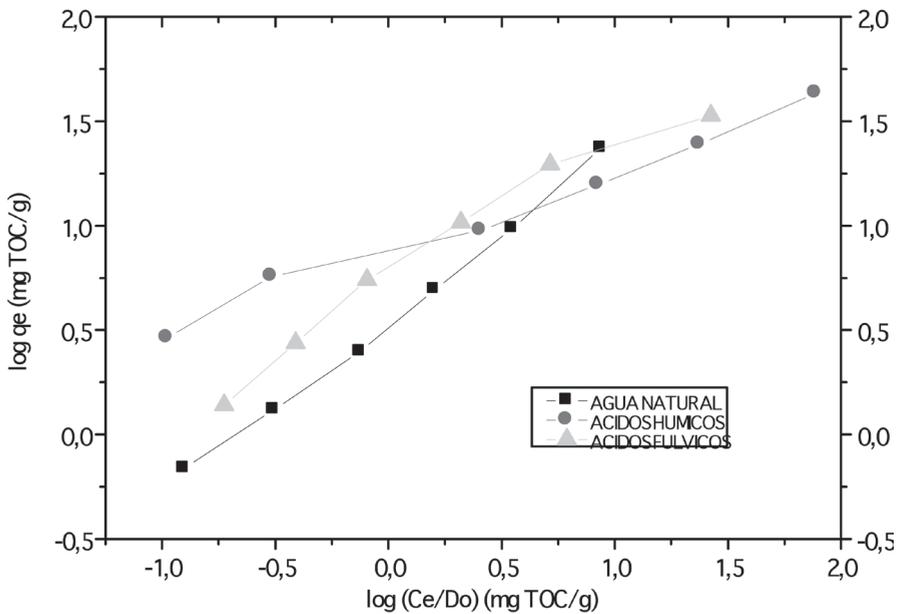


Figura 5. Isotermas de adsorción de los diversos tipos de materia orgánica natural.

Biodegradabilidad de la materia orgánica en la etapa de filtración

Diversos estudios (Van der Kooij, 1992) han mostrado la existencia de episodios de “rebrotos bacterianos” en las redes de distribución de agua potable a pesar de la correcta calidad microbiológica del agua de salida de las plantas potabilizadoras; tal hecho indica la formación endógena de bacterias en la propia red de distribución. Dichas bacterias no se encuentran generalmente en el agua, sino que se presentan asociadas a las paredes de las tuberías (LeChevallier *et al.*, 1992) formando lo que se denomina un “biofilm bacteriano”, esto es, una capa de microorganismos que en un entorno acuático se unen a un sustrato (la pared interna de las tuberías) gracias a la formación de una matriz orgánica, la cual tiene su origen en la excreción de sustancias extracelulares por parte de las células bacterianas (Van der Wende *et al.*, 1989). Generalmente se admite que el elemento limitante del crecimiento de los microorganismos que forman parte del biofilm es el C (Van der Kooij, 1992). Por tanto, la manera más eficaz de evitar la aparición de dicho biofilm en la red de distribución (lo que se denomina “agua biológicamente estable”) es la eliminación previa del C orgánico que pueden utilizar dichos microorganismos para su crecimiento.

Sin embargo, no toda la materia orgánica presente en el agua (*NOM*) puede ser utilizada por las bacterias para su crecimiento. De hecho la mayor parte de la *NOM* (las sustancias húmicas) es difícilmente biodegradable y sólo una pequeña parte es utilizable por los microorganismos (De Laat *et al.*, 1991) principalmente compuestos tales como aminoácidos, péptidos, ácidos grasos, ácidos hidroxicarboxílicos y carbohidratos. Por tal motivo parámetros indicadores del contenido total de materia orgánica, como el carbono orgánico total (*TOC*) no son buenos indicadores del potencial de aparición de los biofilms bacterianos en la red de distribución (Van der Kooij, 1992). Es necesaria la caracterización de la fracción de materia orgánica utilizable por los microorganismos, para lo cual se han desarrollado nuevos ensayos, como son el carbono orgánico asimilable (*AOC*) y el carbono orgánico disuelto biodegradable (*BDOC*), siendo este último el utilizado en el presente artículo (véase el apartado de Material y Métodos).

Debido a que en los tres tipos de *NOM* estudiadas en el presente trabajo (agua natural del Embalse, AH comerciales y AF naturales) se emplearon concentraciones iniciales diferentes de *TOC* los valores absolutos de *BDOC* no se pueden comparar directamente, por lo que a continuación se muestra como resultado la relación *BDOC/TOC* (es decir, el porcentaje de *BDOC* en cada caso), a saber: Agua natural del Embalse: 30,8 % *BDOC*, AF naturales: 7,5 % *BDOC*; y AH comerciales: 6,7 % *BDOC*.

Se observa que el agua natural del Embalse es la que presenta el mayor carácter biodegradable, mientras que las sustancias húmicas muestran ambas una baja biodegradabilidad (De Laat *et al.*, 1991), presentando valores ligeramente superiores los AF, los cuales son macromoléculas de menor tamaño que los AH (véase el apartado correspondiente), lo cual favorece su biodegradabilidad

(Kyoung *et al.*, 2005; Pei *et al.*, 2007). Los AH, además de su mayor peso molecular, presentan altos valores de SUVA (UV_{254}/TOC) (véase Tabla 1), lo cual indica una mayor presencia de estructuras aromáticas e insaturadas en la macromolécula que son en general poco biodegradables (Hozalski *et al.*, 1995). El agua natural del Embalse de Úzquiza contiene aproximadamente un 50 % de sustancias húmicas; el resto de materia orgánica está formada por compuestos de menor tamaño como ácidos hidrofílicos de bajo peso molecular, bases hidrofílicas, aminoácidos (véase el apartado correspondiente), los cuales son compuestos ya de por sí biodegradables explicando de manera satisfactoria el mayor carácter biodegradable del agua natural. Los valores de *BDOC* encontrados en el presente estudio para el agua natural del Embalse se encuentran dentro del rango de valores descritos en la literatura (Servais *et al.*, 1987; Rodríguez *et al.*, 2000b).

Potencial de formación de trihalometanos de la materia orgánica del agua.

El cloro es el compuesto que se utiliza más habitualmente como desinfectante de las aguas tratadas para consumo humano. La cloración del agua produce la formación de diversos subproductos de la desinfección (*Disinfection By-Products: DBP*) al reaccionar el cloro con la *NOM* del agua; la concentración de estos *DBP* es estimada normalmente mediante el parámetro denominado “haluros orgánicos totales” (*Total Organic Halides: TOX*; Rodríguez *et al.*, 2001). Los *DBP* más importantes detectados tras la cloración son (Krasner *et al.*, 1989): Los trihalometanos (THM: cloroformo, bromodichlorometano, dibromoclorometano y bromoformo), los ácidos haloacéticos (HAA: ácidos monocloroacético, dicloroacético, tricloroacético, monobromoacético y dibromoacético), haloacetónitrilos (HAN: dicloroacetónitrilo, tricloroacetónitrilo, bromocloroacetónitrilo y dibromoacetónitrilo), halocetonas (1,1-dicloropropanona y 1,1,1-tricloropropanona), cloropicrina (tricloronitrometano), hidrato de cloral (tricloroacetaldehído), cloruro de cianógeno, clorofenoles (2,4,6-triclorofenol) y aldehídos (formaldehído y acetaldehído). Debido a su potencial carcinogénico y mutagénico (Wang *et al.*, 2007) y a que suelen ser los *DBP* que se originan en mayor concentración tras la cloración del agua los THM constituyen habitualmente el grupo más importante objeto de estudio.

En España, la legislación actual vigente (RD 140/2003 sobre criterios sanitarios de la calidad del agua para consumo humano) establece un límite de $100 \mu\text{g L}^{-1}$ para el total de THM (suma de las cuatro especies individuales). De entre los diversos compuestos orgánicos que constituyen la *NOM* las sustancias húmicas destacan como precursores de los THM, ya que en muchos casos constituyen aproximadamente la mitad del contenido orgánico total del agua (Rodríguez *et al.*, 1998b; Rodríguez *et al.*, 1999; Gallard y Von Gunten, 2002; Nguyen *et al.*, 2002).

Dado que el tiempo que transcurre desde la aplicación del cloro al agua es un parámetro fundamental en la formación de los DBP, en el presente trabajo se determinó inicialmente la cinética de formación de los THM, la cual se muestra en la Fig. 6 para el agua natural del Embalse y los AF y AH naturales (Rodríguez, 2003). En dicha Fig. 5 se representa la curva correspondiente al potencial de formación de trihalometanos totales (*THM Formation Potential: THMFP*) con respecto al tiempo (tiempos de reacción de 0 a 72 h.). Dado que se emplearon distintas concentraciones de TOC en los distintos tipos de agua los resultados mostrados en la Fig. 6 están normalizados con respecto a la concentración de materia orgánica ($THMFP/TOC$, parámetro denominado también *THMFP específico*), lo que permite la comparación entre la capacidad formadora de THM de los distintos tipos de materia orgánica.

Como se observa en la Fig. 6, en todos los casos la cinética de formación de THM es similar; la formación de THM es muy rápida durante las primeras 24 h de reacción, para luego ir disminuyendo progresivamente hasta alcanzar un valor asintótico máximo. Dicho comportamiento refleja la existencia de una cinética de formación no uniforme, la cual se puede dividir en dos etapas (siendo la primera mucho más rápida que la segunda). Tal resultado coincide con lo descrito en la literatura (Marín, 1989). El tiempo de reacción que divide ambas etapas es variable según los casos, dependiendo fundamentalmente de la naturaleza de la materia orgánica precursora y de las condiciones de cloración.

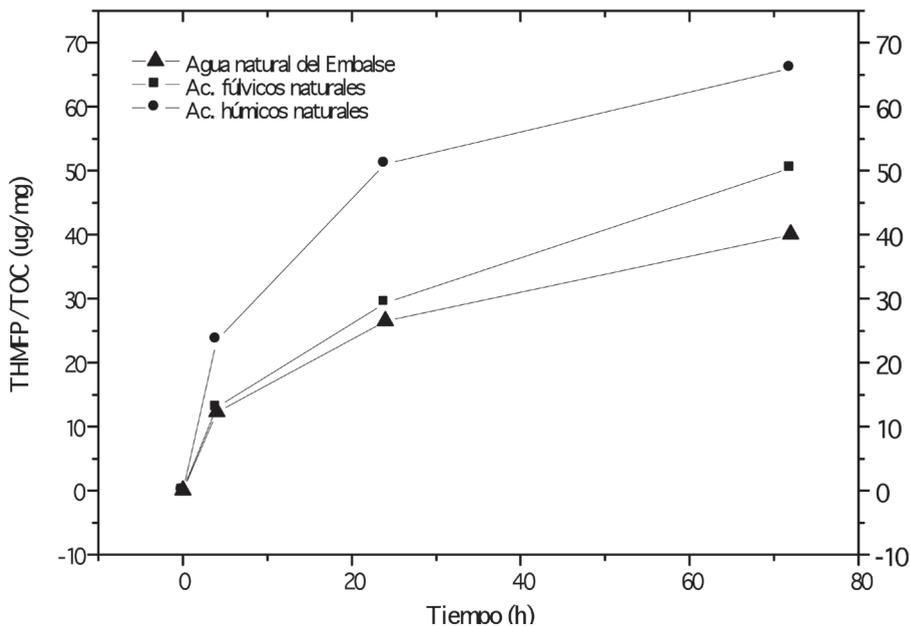


Figura 6. Cinética de formación de los trihalometanos (Rodríguez, 2003).

En la Fig. 6 también se observa que los AH tienen un mayor potencial de formación de THM específico que los AF, hecho que concuerda con lo descrito en la literatura para AF y AH procedentes de la misma fuente (Reckhow *et al.*, 1990; Krasner *et al.*, 1996); generalmente son compuestos orgánicos hidrofóbicos de alto peso molecular y con altos valores de *SUVA* (mayor carácter aromático) que tienen mayor capacidad de formación de THM (Kitis *et al.*, 2002; Hua y Reckhow, 2007; Chowdhury *et al.*, 2008). Los valores medios de la relación *THMFP/TOC* son de 66 $\mu\text{g mg}^{-1}$ para los AH y de 51 $\mu\text{g mg}^{-1}$ para los AF.

El agua natural del Embalse es la que presenta un menor *THMFP* específico (en torno a 40 $\mu\text{g mg}^{-1}$); ya que las sustancias húmicas constituyen aproximadamente un 50 % del *TOC* del agua del Embalse de Úzquiza ya que significa que el resto de compuestos orgánicos presentes en el agua (véase el apartado de fraccionamiento de la *NOM*) debe tener un *THMFP* específico menor que el valor medio obtenido para el agua natural en su conjunto.

Implicaciones prácticas del estudio

Aunque cada caso particular debe ser individualmente estudiado las conclusiones derivadas del presente estudio pueden resultar de interés general para las instalaciones de tratamiento de agua potable, ya que la mayor parte de las condiciones experimentales empleadas en este trabajo (un agua natural y soluciones de sustancias húmicas procedentes de la misma, rango de dosis aplicadas de O_3 , materiales adsorbentes) son similares a las usadas en las potabilizadoras convencionales. En el caso concreto de la planta potabilizadora de Arlanzón (Burgos, España) el rendimiento de eliminación de *NOM* del agua natural del embalse oscila entre 40-60 %, produciéndose fundamentalmente en la etapa de coagulación-floculación (y posterior decantación), ya que la planta utiliza filtros de arena con capacidad adsorbente prácticamente nula. El empleo de O_3 en dos puntos de la secuencia de tratamiento (al principio: preozonización y al final como desinfectante principal, esto es, postozonización) permite reducir al mínimo la cantidad de cloro usada en el agua (sólo se añade una mínima cantidad al final de la secuencia de tratamiento para obtener un efecto residual desinfectante), con lo que la cantidad de trihalometanos formada en el agua suministrada a la ciudad de Burgos oscila entre 20-30 $\mu\text{g L}^{-1}$, muy lejos del actual límite legal vigente (100 $\mu\text{g L}^{-1}$).

CONCLUSIONES

La caracterización de la materia orgánica natural del agua es fundamental para comprender su reactividad durante el tratamiento de potabilización del agua. En el presente artículo se ha llevado a cabo un estudio completo del agua natural del Embalse de Úzquiza (Burgos, España), obteniéndose las siguientes conclusiones:

- El fraccionamiento de la materia orgánica natural del agua muestra que el componente orgánico mayoritario son las sustancias húmicas (que representan aproximadamente la mitad del contenido orgánico total). Dichas sustancias húmicas están compuestas fundamentalmente por ácidos fúlvicos (aproximadamente un 90 % de las mismas); el siguiente grupo de compuestos en importancia es la fracción de ácidos hidrofílicos de bajo peso molecular (27 %).
- La determinación del peso molecular medio de las sustancias húmicas es de gran importancia, dado que muchos de los procesos que integran el tratamiento de potabilización del agua (coagulación, adsorción, biodegradación) presentan un rendimiento de eliminación de materia orgánica que depende del peso molecular de los compuestos implicados. Los resultados obtenidos muestran un mayor peso molecular medio para los ácidos húmicos comerciales (en torno a 4500 Da), seguido de los ácidos húmicos naturales (sobre 2500 Da) y, por último, los ácidos fúlvicos naturales (1000 Da).
- La aplicación de ozono en la secuencia de tratamiento del agua potable provoca la ruptura de las grandes macromoléculas húmicas en fragmentos moleculares de menor peso molecular y mayor acidez orgánica, siendo la mineralización total de la materia orgánica hasta CO_2 prácticamente inexistente en el rango de dosis de ozono habitualmente utilizadas en la potabilización del agua.
- El agua natural del Embalse presenta una menor capacidad de adsorción sobre carbón activado que las sustancias húmicas puras, presentando estas últimas diferencias entre ellas (ácidos húmicos y ácidos fúlvicos) según la dosis de adsorbente empleada.
- El agua natural del Embalse presenta una mayor biodegradabilidad que las sustancias húmicas puras, siendo los ácidos húmicos los que muestran un menor carácter biodegradable, lo cual es consistente con su mayor peso molecular y mayor carácter aromático, características que provocan una menor biodegradabilidad de las macromoléculas orgánicas.
- Las sustancias húmicas puras presentan un mayor potencial de formación de trihalometanos (*THMFP*) que el agua natural del Embalse, siendo los ácidos húmicos los que muestran el mayor valor de *THMFP* específico.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allpike B.P., Heitz A., Joll C.A. y Amy G. 2005. Size Exclusion Chromatography to characterize DOC removal in drinking water treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 39(7): 2334 -2342.
- An D., Song J.X., Gao W. y Chen G.G. 2009. Molecular weight distribution for NOM in different drinking water treatment processes. *Desalination and Water Treatment*, 5(1-3):267-274.
- Andrews S.A. y Huck P.M. 1996. Using Fractionated Natural Organic Matter to Study Ozonation By-Product Formation. *Disinfection By-Products in Water Treatment: The Chemistry of their Formation and Control*. Minear R. y Amy G. (eds.), Lewis Publishers, Chelsea.
- AWWA (American Waters Works Association), Research Foundation & Compagnie Générale des Eaux. 1991. *Ozone in Water Treatment: Application and Engineering*. Langlais B., Reckhow A., y Brink D. (eds.), Lewis Publishers, Chelsea.
- Carlson K. y Amy G. 1997. The formation of Filter-Removable Biodegradable Organic Matter during Ozonation. *Ozone Sci. Eng.*, 19(2): 179-199.
- Chin Y.P., Aiken G. y O'Loughlin E. 1994. Molecular Weight, Polydispersity, and Spectroscopic Properties of Aquatic Humic Substances. *Environ. Sci. Technol.*, 28(11): 1853-1858.
- Chowdhury F.L., Bérubé P.R. y Mohseni M. 2008. Characteristics of natural organic matter and formation of chlorinated disinfection by-products from two source waters that respond differently to ozonation. *Ozone Sci. Eng.*, 30: 321-331.
- Choudry G.G. 1983. *Humic Substances - Structural, Photophysical, Photochemical and Free Radical Aspects of Interactions with Environmental Chemicals*. Gordon & Breach, New York.
- Collins M.R., Army G.L. y Steelink C. 1986. Molecular weight distribution, carboxylic acidity and humic substances content of aquatic organic matter: Implications for removal during water treatment. *Environ. Sci. Technol.* 20(10): 1028-1032.
- De Laat J., Doré M. y Mallevalle J. 1991. Effects of preozonation on the adsorbability and the biodegradability of aquatic humic substances and on the performance of granular activated carbon filters. *Wat. Res.*, 25(2): 151-164.
- Favardin M.R. y Collins A.G. 1989. Preozonation as an Aid in the Coagulation of Humic Substances - Optimum Preozonation Dose. *Wat. Res.*, 23(3): 307-316.
- Galapate R.P., Kitanaka A., Ito K., Mukai T. y Okada M. 1997. Origin of Trihalomethane Precursors in Kurose River, Hiroshima, Japan. *Wat. Sci. Technol.*, 35(8): 15-20.
- Galapate R.P., Baes A.U. y Okada M. 2001. Transformation of dissolved organic matter during ozonation: effects on trihalomethane formation potential. *Wat. Res.*, 35(9): 2201-2206.
- Gallard H. y Von Gunten U. 2002. Chlorination of natural organic matter: kinetics of chlorination and of THM formation. *Wat. Res.*, 36(1): 65-74.
- Hozalski R.M., Raymond M. y Edward J. 1995. TOC Removal in Biological Filters. *Jour. AWWA.*, 87(12): 40-54.

- Hua G. y Reckhow D.A. 2007. Characterization of disinfection byproduct precursors based on hydrophobicity and molecular size. *Environ. Sci. Technol.*, 41(9): 3309-3315.
- Imai A., Matsushige K. y Nagai T. 2003. Trihalomethane formation potential of dissolved organic matter in a shallow eutrophic lake. *Wat. Res.*, 37(17): 4284-4294.
- Jekel M.R. 1983. The Benefits of Ozone Treatment Prior to Flocculation Processes. *Ozone Sci. Eng.*, 5(1): 21-35.
- Joret J.C., Levi Y. y Volk C. 1991. Biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) content of drinking water and potential regrowth of bacteria. *Wat. Sci. Technol.*, 24(2): 95-101.
- Karanfil T., Kilduff J.E., Schlautman M.A. y Weber Jr., W.J. 1996. Adsorption of Organic Macromolecules by Granular Activated Carbon. 1. Influence of Molecular Properties under Anoxic Solution Conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 30(7): 2187-2194.
- Karanfil T., Kilduff J.E., Schlautman M.A. y Weber Jr., W.J. 1998. The Oxygen Sensitivity of Organic Macromolecule Sorption by Activated Carbon: Effects of Solution Chemistry. *Wat. Res.*, 32(1): 154-164.
- Kilduff J.E., Karanfil T., Chin Y.P. y Weber Jr., W.J. 1996. Adsorption of Natural Organic Polyelectrolytes by Activated Carbon: A Size-Exclusion Chromatography Study. *Environ. Sci. Technol.*, 30(4): 1336-1343.
- Kitis M., Karanfil T., Wigton A. y Kilduff J.E. 2002. Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fractionation. *Wat. Res.*, 36(15): 3834-3848.
- Krasner S.W., McGuire M.J., Jacangelo J.G., Patania N.L. y Marco E. 1989. The Occurrence of Disinfection By-Products in US Drinking Water. *Jour. AWWA*, 81(8): 41-53.
- Krasner S.W., Croué J.P., Buffle J. y Perdue E.M. 1996. Three Approaches for Characterizing NOM. *Jour. AWWA*, 88(6): 66-79.
- Kristiana I., Allpike B.P., Joll C.A., Heitz A. y Trolio R. 2010. Understanding the behavior of molecular weight fractions of natural organic matter to improve water treatment processes. *Wat. Sci. Technol.*, 10(1): 59-68.
- Kyoung S.K., Byung S.O., Woo H.C. y Yon K.C. 2005. Effect of ozone and GAC process for the treatment of micropollutants and DBPs control in drinking water: pilot scale evaluation". *Ozone Sci. Eng.*, 27(1): 69-79.
- Lambert S.D. y Graham N.J.D. 1995. Removal of Non-Specific Dissolved Organic Matter from Upland Potable Water Supplies - I. Adsorption. *Wat. Res.*, 29(10): 2421-2426.
- LeChevallier M.W., Becker W.C., Schorr P. y Lee R.G. 1992. Evaluating the Performance of Biologically Active Rapid Filters. *Jour. AWWA*, 84(4): 136-140.
- Leenheer J.A. 1981. Comprehensive Approach to Preparative Isolation and Fractionation of Dissolved Organic Carbon from Natural Waters and Wastewaters. *Environ. Sci. Technol.*, 15(5): 578-587.
- Ma Y.S. 2004. Reaction mechanisms for DBPs reduction in humic acid ozonation. *Ozone Sci. Eng.* 26(2): 153-164.

- Malcolm R.L. 1991. Factors to be considered in the Isolation and Characterization of Aquatic Humic Substances. *Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment*, John Wiley & Sons, London.
- Marín R. 1989. Trihalometanos: Incidencia sanitaria, Origen, Formación y Eliminación. *Química e Industria*. 35(6): 585-593.
- Martin-Mousset B., Croué J. P., Lefebvre E. y Legube B. 1997. Distribution and characterization of dissolved organic matter of surface waters. *Wat. Res.*, 31(3): 541-553.
- McCreary J.J. y Snoeyink V.L. 1980. Characterization and Activated Carbon Adsorption of several Humic Substances. *Wat. Res.*, 14(2): 151-160.
- Moeller J.R., Wayne M.G., Cummins K.W. y Vannote R.L. 1979. Transport of Dissolved Organic Carbon in Streams of differing physiographic characteristics. *Org. Geochem.*, 1(3): 139-150.
- Myllykangas T., Nissinen T.K., Rantakokko P. y Vartiainen T. 2002. Molecular size fractions of treated aquatic humus. *Wat. Res.* 36(12): 3045-3053.
- Najm I.N. 1996. Mathematical Modeling of PAC Adsorption Processes. *Jour. AWWA*, 88(10): 79-89
- Nguyen M.L., Baker L.A. y Westerhoff P. 2002. DOC and DBP precursors in Western U.S. Watersheds and Reservoirs. *Jour. AWWA*, 94(5): 98-112.
- Oxenford J. 1996. Disinfection by-Products: Current Practices and Future Directions. *Disinfection By-Products in Water Treatment: The Chemistry of their Formation and Control*. Minear R. y Amy G. (eds.), Lewis Publishers, Chelsea.
- Pei Y., Yu J., Guo Z., Zhang Y., Yang M. y Junji H. 2007. Pilot study on pre-ozonation enhanced drinking water treatment process. *Ozone Sci. Eng.*, 29(5): 317-323.
- Perminova I.V., Frimmel F.H., Kulikova N.A., Hesse S. y Petrosyan V.S. 2003. Molecular Weight Characteristics of Humic Substances from different environments as determined by Size Exclusion Chromatography and their statistical evaluation. *Environ. Sci. Technol.*, 37 (11): 2477-2485.
- Randtke S.J. y Jepsen C.P. 1982. Effects of Salts on Activated Carbon Adsorption of Humic Substances. *Jour. AWWA*, 74(2): 84-93.
- Reckhow D.A., Singer P.C. y Malcolm R.L. 1990. Chlorination of Humic Materials: Byproduct Formation and Chemical Interpretations. *Environ. Sci. Technol.*, 24(11): 1655-1664.
- Rodríguez F.J. 2003. *Procesos de potabilización del agua e influencia del tratamiento de ozonización*. Díaz de Santos (ed.), Madrid (España).
- Rodríguez F.J., Marcos L.A. y Núñez L.A. 2011. Effects of ozonation on natural organic matter reactivity in adsorption and biodegradation processes – A case study: the Úzquiza Reservoir water. *Ozone Sci. Eng.*, 33(3): 185-193.
- Rodríguez F.J. y Núñez, L.A. 2011. Characterization of aquatic humic substances. *Water & Environment Journal*, 25: 163-170.
- Rodríguez F.J., Pérez A., Orozco C., González N. y García M. 1999. Caracterización de la Materia Orgánica Natural del Agua. *Tecnología del Agua*, 191: 20-26.

- Rodríguez F.J., Pérez A., Orozco C., González N. y Lozano J.A. 1998a. La pre-ozonización en los procesos de coagulación-floculación de aguas. *Ingeniería Química*, 348: 185-190.
- Rodríguez F.J., Pérez A., Orozco C., González N. y Ibeas V. 2000b. Biodegradabilidad de la materia orgánica natural y efecto del ozono. *Ingeniería del Agua*, 7(3): 271-278.
- Rodríguez F.J., Pérez A., Orozco C., González N. y Ibeas V. 2001. Estudio de la formación de subproductos minoritarios de la desinfección con cloro. *Tecnología del Agua*, 211: 50-56.
- Rodríguez F.J., Pérez A., Orozco C., Saez P. y García M. 2000a. Adsorción de materia orgánica natural sobre carbón activado. *Ingeniería Química*, 364: 185-191.
- Rodríguez F.J., Pérez A., Sanllorenzo M. y García M. 1998b. Formación de Trihalometanos en la Potabilización de Aguas Naturales y Sintéticas. *Tecnología del Agua*, 177 (Junio): 50-57.
- Schnitzer M. 1972. *Humic Substances in the Environment*. Marcel Dekker, New York.
- Servais P., Billen G. y Hascoet M.C. 1987. Determination of the Biodegradable Fraction of Dissolved Organic Matter in Waters. *Wat. Res.*, 21(4): 445-450.
- Song J., Huang W., Peng P., Xiao B. y Ma Y. 2010. Humic acid molecular weight estimation by High-Performance Size-Exclusion Chromatography with Ultraviolet Absorbance Detection and Refractive Index Detection. *Soil Sci. Soc. of America J.*, 74(6): 2013-2020.
- Speth T.F. y Miltner R.J. 1990. Adsorption Capacity of GAC for Synthetic Organics. *Jour. AWWA.*, 82(2): 72-75.
- Swietlik J., Dabrowska A., Raczek U. y Nawrocki J. 2004. Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone. *Wat. Res.*, 38(3): 547-558.
- Thurman E.M. y Malcolm R.L. 1981. Preparative Isolation of Aquatic Humic Substances. *Environ. Sci. Technol.*, 15(4): 463-466.
- Thurman E.M. 1985. *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Pub., Dordrecht (Holanda).
- Van der Kooij D. 1992. Assimilable Organic Carbon as an Indicator of Bacterial Regrowth. *Jour. AWWA.*, 84(2): 57-65.
- Van der Wende E., Characli W.G. y Smith D.B. 1989. Biofilms and Bacterial Drinking Water Quality. *Wat. Res.*, 23(10): 1313-1322.
- Wang C.K. 1997. Evaluation of Granular Activated Carbon Adsorber desing criteria for Removal of Organics based on Pilot and Small-Scale Studies. *Wat. Sci. Technol.*, 35(7): 227-234.
- Wang G.S., Deng Y.C. y Lin T.F. 2007. Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water. *Sci. Total Environ.*, 387(1-3): 86-95.
- Weber W.J., Voice T.C. y Jodellah A. 1983. Adsorption of Humic Substances: The Effects of Heterogeneity and System Characteristics. *Jour. AWWA*, 75(12): 612-619.
- Williams P.M. 1971. The distribution and cycling of organic matter in the ocean. *Organic Compounds in Aquatic Environments*. Marcel Dekker, New York.

**CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL PARTIDO DE ESTEBAN
ECHEVERRÍA (CUENCA MATANZA-RIACHUELO.
PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA)**

**¹M. De Siervi, ¹S. Pool, ¹M.L. Kandrachoff,
²A. Silva Busso, ¹A.F. de Iorio, ³S. Korol y ³A. Gallego**

¹ Cátedra de Química Analítica, Facultad de Agronomía, U.B.A. (R. Argentina)

² Instituto Nacional del Agua (Buenos Aires, Argentina)

³ Cátedra de Higiene y Sanidad, Fac. Farmacia y Bioquímica (U.B.A., Argentina)

E-mails: <desiervi@agro.uba.ar>, <leonidaswatcher@hotmail.com>, <snopool@agro.uba.ar>, <pntsas@ina.gov.ar>, <aiorio@agro.uba.ar>, <alfgallego@gmail.com> y <sekorol@ffyb.uba.ar>.

Resumen: Recientemente la O.N.U. ha reconocido el acceso al agua potable como un derecho humano fundamental; a pesar de ello en muchas regiones de Argentina no es un problema resuelto. El barrio Santa Isabel se encuentra en el Partido de Esteban Echeverría, en la Provincia de Buenos Aires (Argentina); no cuenta con red cloacal ni red de agua potable, la cuál es obtenida de perforaciones particulares muchas veces de escasa profundidad y deficiente construcción. La inseguridad sobre la calidad del agua lleva a la población a relacionar con su consumo la presencia de distintas enfermedades y a gastar recursos en la compra de agua envasada, a veces de origen igualmente cuestionable. Se llevó a cabo un trabajo comunitario planteando como objetivo difundir el conocimiento del derecho al acceso al agua potable, generar nuevos espacios de participación comunitaria, contribuir a la organización para el diseño, la gestión y la administración de infraestructura de almacenamiento y distribución comunitaria de agua potable. Previamente se hizo un relevamiento del barrio y se tomaron 50 muestras para su análisis microbiológico y fisicoquímico. Los principales problemas encontrados fueron los elevados contenidos de Nitrato (66 % de las muestras) y la presencia del indicador de contaminación fecal *Escherichia coli* (24 % de las muestras). Para contribuir a la solución del problema se llevó a cabo una perforación de 70 m, encamisada. La perforación abastece dos tanques de 2,0 m³ de capacidad cada uno y ofrece a través de una fuente comunitaria la posibilidad de acceder a agua segura. El acceso al agua potable es un derecho; contribuir a que la gente lo reconozca y se organice para conseguirlo fue el principal resultado de esta experiencia.

Palabras clave: Aguas subterráneas, calidad, nitrato, consumo humano.

Groundwater quality in the Esteban Echeverría (Matanza-Riachuelo River Basin, Buenos Aires, Argentina)

Abstract: *Recently the U.N.O. has recognized access to water as a fundamental human right; nevertheless in many regions of Argentina is not a solved problem. The Santa Isabel is located in Esteban Echeverría, Buenos Aires Province, Argentina. It has no sewer or potable water network, which is obtained from private boreholes often shallow and poorly constructed. Uncertainty about water quality leads people to associate with its use the presence of various diseases and spend resources on buying bottled water, sometimes from questionable origin. It carried out community work to raise the following objectives: to disseminate knowledge of the right of access to clean water, generate new opportunities for community involvement, contribute to the organization for the design, management and administration of storage infrastructure and community distribution of drinking water. Previously there was a survey of the district and 50 samples were taken for microbiological and physicochemical analysis. The main problems encountered were the high nitrate content (66 % of samples) and the presence of the fecal contamination indicator Escherichia coli (24 % of samples). To contribute to the solution of the problem was carried out a hole of 70 meters, jacketed. Drilling supplies two tanks of 2,0 m³ capacity each offers, through a community tap, and the possibility of access to safe water. Access to safe water is a right; help people to recognize and organize to achieve it was the main result of this experience.*

Key words: groundwater quality, nitrate, human consumption.

INTRODUCCIÓN

La zona del Gran Buenos Aires (R. Argentina) incluye la Capital Federal y 19 distritos, constituyendo uno de los conglomerados urbanos más densos del mundo. El agua subterránea históricamente ha constituido un porcentaje importante del abastecimiento público y es la única fuente de abastecimiento en las áreas sin cobertura de la red de agua. En la Argentina el agua subterránea es propiedad de los Estados provinciales. El abastecimiento del agua potable de la región considerada se realiza a través de empresas concesionarias privadas por un largo período y regulada por un ente estatal donde participan las distintas jurisdicciones. Sin embargo, gran parte de la población de la zona deben abastecerse por medio de pozos propios realizados por contratistas privados que alcanzan los primeros acuíferos semiconfinados a profundidades de -30 a -70 m. De igual manera algunas empresas poseen perforaciones de las cuales extraen grandes caudales para el suministro de la población.

En los últimos años el aumento de urbanización (cercano al 40 % de la superficie) ha reducido el área de infiltración regional, siendo el valor estimado de recarga por precipitaciones cercano a los 130 Hm³/año. Se han de

desarrollado casi todas las industrias básicas sin una planificación adecuada del uso del territorio y sin servicios sanitarios básicos (agua potable y cloacas). Esta situación dio lugar a las explotaciones intensivas del agua subterránea con destino a consumo humano e industrial especialmente, ya sea con pozos domiciliarios de/y alimentación a la red pública, con la contaminación de los acuíferos por falta de desagües cloacales y eliminación de efluentes industriales sin tratar a los cursos de agua. En 1995 el *Word Bank Report 14070-AR*, consideró que la contaminación del agua subterránea en el Gran Buenos Aires era el mayor problema de polución de la Argentina originado principalmente por la falta de redes cloacales domiciliarios y disposición de efluentes industriales sin tratamiento. La sobreexplotación produjo efectos tan notorios como la inversión de la red de flujo natural que escurría hacia el Estuario del Plata; el flujo se movilizó desde la costa hacia el interior del Gran Buenos Aires: La (consecuencia lógica fue el avance de la interfase de agua salobre/dulce desde la costa hacia el interior. Este último factor consecuencia de la profundización de los conos de depresión en algunas zonas costeras) provocó un avance de la interfase de varios kilómetros. Por último, el cambio de régimen de los arroyos que surcan el Gran Buenos Aires, originalmente receptores de los aportes de la descarga acuífera, invirtieron su régimen y aportan agua al acuífero deprimido, con el consiguiente riesgo de migración de contaminantes hacia el acuífero (Santa Cruz *et al.*, 1996). El objetivo del presente trabajo es evaluar la calidad del agua subterránea del Partido de Esteban Echevarría, de la Cuenca Matanza-Riachuelo (Argentina).

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio

Esta región se encuentra en la Unidad Fisiográfica “Pampa Ondulada” que abarca cuencas hídricas que desembocan en el curso inferior del río Paraná y en el Estuario del Plata. La topografía es suave; las máximas alturas se ubican en el sector Oeste de esta área sobrepasando escasamente los 100 m de altura s.n.m. Hacia el Este las cotas disminuyen hasta alcanzar el nivel del mar.

Los valores de precipitación media anual son ligeramente superiores a los 1000 mm anuales y los excesos hídricos cercanos a los 200 mm anuales (Santa Cruz, 1995). El porcentaje de infiltración por Thornthwaite se encuentra entre el 0,57 y 9,4 % de las precipitaciones medias anuales en el NE de la Región de Buenos Aires (Santa Cruz y Silva Busso, 1996). En la región urbana y suburbana los valores de infiltración se encuentran, respectivamente, entre el 0,1 y el 7,59 % de las precipitaciones medias anuales en el Gran Buenos Aires.

La Geomorfología del área está enmascarada y, en parte modificada por la gran urbanización y las obras civiles, incluyendo también la red de drenaje

que ha sido alterada con la canalización y/o entubado de los cursos de agua. Esto ha modificado en gran parte el funcionamiento natural del sistema en su casi totalidad.

Geología e hidrogeología de la Región

El área de estudio se encuentra enmarcada en la Subregión Hidrogeológica I Río Paraná (Santa Cruz y Silva Busso, 1999); la misma se extiende desde la Cuenca del Río Salado al Sur y SO, hacia el Norte (hasta al menos el meridiano 33° 30') o los bajos submeridionales, al Este el Río Paraná y al Oeste hasta aproximadamente el paralelo 62°30'. Los principales acuíferos de esta región se caracterizan por la estratigrafía e hidroestratigrafía expuesta en la Tabla 1.

Tabla 1. Descripción estratigráfica del área de estudio (Buenos Aires).

ESTRATIGRAFÍA	HIDROESTRATIGRAFÍA	ACUÍFEROS PRINCIPALES
Sedimentos Pampeanos	Epiparaneano	Acuífero Pampeano
Formación Puelches	Epiparaneano	Acuífero Puelches
Formación Paraná	Paraneano	Acuífero Paraná
Formación Olivos, Mariano Boedo	Hipoparaneano	Acuitardo
Basamento cristalino	Basamento Hidrogeológico	Acuífugo

En esta región el agua subterránea de interés para consumo se encuentra alojada en los Acuíferos Pampeano y Puelches. Por debajo del acuífero libre o freático todos los acuíferos están interconectados. Todos se alimentan directa o indirectamente y, localmente, por infiltración a partir de la recarga de las precipitaciones.

El barrio Santa Isabel (Partido de Esteban Echeverría, Provincia de Buenos Aires) ubicado a 34° 50' 59-29'' de Latitud Sur y 58° 28' 57-61'' de Longitud Oeste (donde habitan más de 1000 familias), tiene la particularidad de que en el perímetro se encuentran: El Cementerio Municipal de Monte Grande, un Cementerio privado, un Frigorífico, una cancha de golf, una Industria Química y, en sus inmediaciones, el arroyo Ortega (afluente del río Matanza), sobre el cual descargan sus desechos

varias industrias y frigoríficos. Como en la mayoría del conurbano el barrio no cuenta con red cloacal y las perforaciones domiciliarias de agua para consumo humano son de unos -20 a -30 m de profundidad. Todas estas circunstancias y deficiencias estructurales ponen al barrio en un grado de vulnerabilidad extremo.

La presencia continua de diarreas en los niños, manchas en la piel, el elevado número de casos de cáncer en el aparato digestivo, exigen con urgencia investigaciones que comprueben o rechacen la presencia de contaminantes en las aguas de consumo humano como posibles causales de dichas enfermedades, acompañado a un fuerte trabajo de reconstrucción de los lazos comunitarios y la concientización de las familias del barrio sobre el derecho constitucional al acceso al agua potable, las consecuencias en la salud y las posibilidades de construir soluciones alternativas mediante la organización a nivel comunitario.

FUENTES DE AGUA SUBTERRÁNEA PARA BEBIDA

Muestreo de pozos

El muestreo exploratorio de la zona en cuestión fue realizado entre los meses de Agosto y Diciembre de 2008. Se eligieron distintos puntos para muestrear la calidad del agua subterránea del Barrio siguiendo la metodología indicada. En cada uno de los sitios escogidos en los que se llevó a cabo esta tarea se obtuvo información acerca del tipo de abastecimiento de agua, características (profundidad y antigüedad), disposición de los líquidos cloacales, particularidades de los mismos (distancia desde el pozo ciego al pozo de agua, posesión de cámara séptica o no y cantidad de pozos absorbentes). Por otra parte se consideró si la muestra de agua tomada procedía desde el tanque de la casa o establecimiento, o si era directamente extraída del pozo de agua. Previo a la toma de las muestras se procedió a dejar que el agua circule por la cañería con el fin de que las mismas sean representativas del abasto. Las muestras de agua se preservaron y conservaron de acuerdo con métodos estandarizados (1998). Se determinaron pH (peachímetro *Orion 250A*), conductividad eléctrica (conductímetro *Luftman*) y concentraciones de Nitrato por reducción con sulfato de hidracina; calcio y magnesio por espectrometría de absorción atómica; sodio y potasio por fotometría de llama, carbonatos y bicarbonatos por titulación con heliantina, sulfatos por turbidimetría y cloruro por titulación con Nitrato de plata. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado según *A.P.H.A.* (1992).

Tabla 2. Descripción de los sitios de muestreo (Buenos Aires, R. Argentina)

SITIO	Profundidad pozo (metros)	Encamisado	Muestra directa de bomba
1-I	-30	No	No
2-I	-25	No	Sí
3-I	-35	Sí	Sí
4-I	-60	Sí	No
5E-I	-72	Sí	No
5J-I	-72	Sí	No
6-I	-30	No	No
7-I	-30	Sí	Sí
8-I	-60	No	Sí
9-I	-62	No	Sí
10-I	-60	Sí	Sí
11-I	-65	Sí	Sí
12-I	-63	No	Sí
13-I	-59	Sí	Sí
14-I	-70	No	No
CAI	-70	Sí	No
1-II	-63	Sí	No
2-II	-24	Sí	Sí
3-II	-60	Sí	Sí
4-II	-30	No	No
5-II	-60	No	No
6-II	-27	No	No
7-II	-36	No	Sí
8-II	-30	No	No
9-II	-70	Sí	No
10-II	-25	No	No
11-II	-26	No	No
12-II	-30	No	No

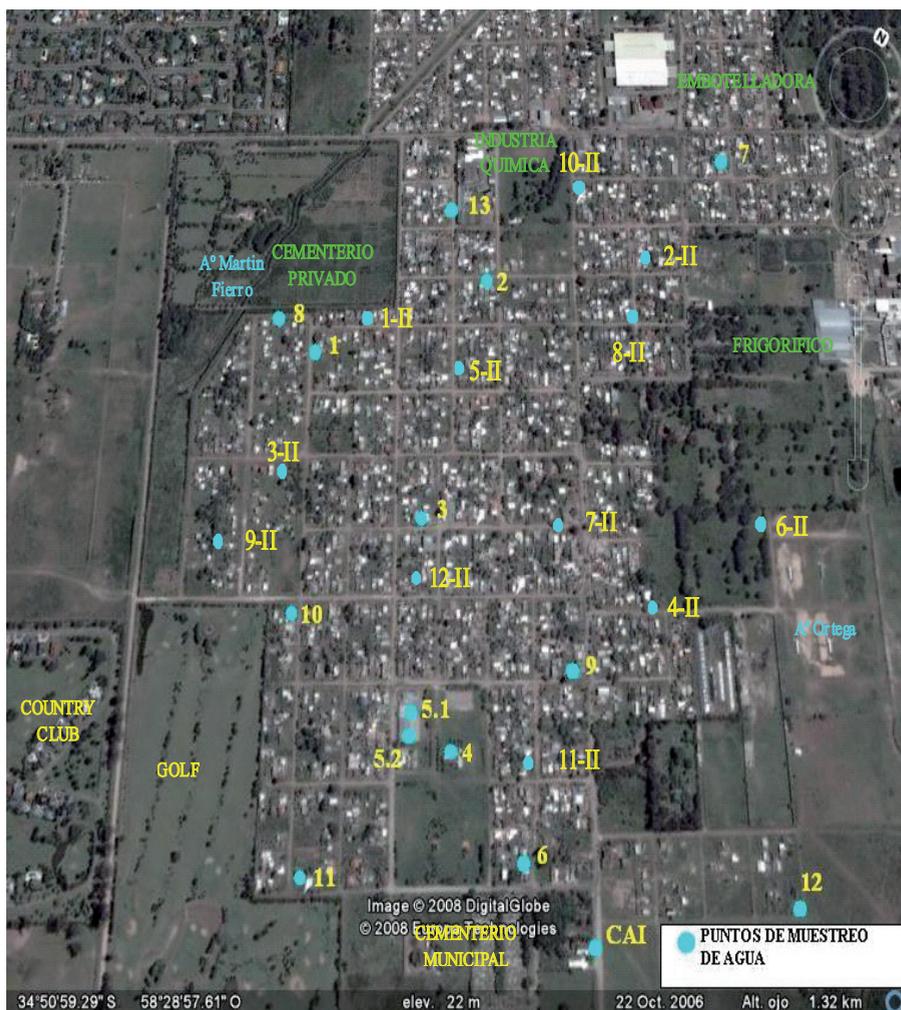


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo (Buenos Aires).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diagrama de Maucha

Con el objetivo de realizar una rápida comparación entre muestras se emplearon los Diagramas de Maucha (1932). De acuerdo con los mismos (Fig. 1) se observa que la caracterización fisicoquímica de las muestras obtenidas de perforaciones de entre 25-30 m (Tabla 2; Acuífero Pampeano) corresponde en su mayoría a aguas bicarbonatadas sódicas, mientras que las obtenidas de

perforaciones realizadas a mayor profundidad (Acuífero Puelche) muestran un contenido de Ca y Mg similar en proporción al Na.

Tabla 3. Clasificación de las aguas superficiales según su salinidad y composición iónica (Hem, 1985).

Salinidad	S.T.D. (mg L ⁻¹)
No salina	<1000
Ligeramente salina	1000-3000
Salina	3000-10000
Muy salina	10000-35000
Salmuera	>35000
Composición aniónica	
Fuertemente bicarbonatada	Carbonatos > 75%
Fuertemente clorurada	Cloruro > 75%
Fuertemente sulfatada	Sulfato > 75%
Bicarbonatada	50% < bicarbonatos < 75%
Clorurada	50% < cloruros < 75%
Sulfatada	50% < sulfatos < 75%
Sin anión dominante	Bicarbonatos, cloruros y sulfatos < 50%
Composición catiónica	
Fuertemente cálcica	Calcio > 75%
Fuertemente magnésica	Magnesio > 75%
Fuertemente alcalina	Sodio + potasio > 75%
Cálcica	50% < calcio < 75%
Magnésica	50% < magnesio < 75%
Alcalina	50% < sodio + potasio < 75%
Sin catión dominante	Calcio, magnesio, sodio, potasio < 50%

S.T.D. = Sales totales disueltas.

Tabla 4. Clasificación de las muestras analizadas (según criterios de la Tabla 3).

SITIO	SALINIDAD	COMPOSICIÓN ANIÓNICA	COMPOSICIÓN CATIÓNICA
1-I	Ligeramente salina	Bicarbonatada	Alcalina
2-I	No salina	Bicarbonatada	Alcalina
3-I	No salina	Bicarbonatada	Alcalina
4-I	No salina	Bicarbonatada	Alcalina
5E-I	No salina	Bicarbonatada	Sin catión dominante
5J-I	Ligeramente salina	Bicarbonatada	Sin catión dominante
6-I	Ligeramente salina	Bicarbonatada	Alcalina
7-I	Ligeramente salina	Fuertemente bicarbonatada	Alcalina
8-I	Ligeramente salina	Sin anión dominante	Sin catión dominante
9-I	Ligeramente salina	Sin anión dominante	Sin catión dominante
10-I	No salina	Sin anión dominante	Sin catión dominante
11-I	No salina	Sin anión dominante	Alcalina
12-I	No salina	Bicarbonatada	Alcalina
13-I	Ligeramente salina	Bicarbonatada	Alcalina
14-I	No salina	Bicarbonatada	Alcalina
CAI	No salina	Fuertemente bicarbonatada	Alcalina
1-II	Ligeramente salina	Bicarbonatada	Sin catión dominante
2-II	Ligeramente salina	Fuertemente bicarbonatada	Alcalina
3-II	No salina	Fuertemente bicarbonatada	Alcalina
4-II	Ligeramente salina	Sin anión dominante	Sin catión dominante
5-II	Ligeramente salina	Sin anión dominante	Alcalina
6-II	No salina	Sin anión dominante	Alcalina
7-II	Ligeramente salina	Fuertemente bicarbonatada	Alcalina
8-II	Ligeramente salina	Fuertemente bicarbonatada	Alcalina
9-II	Ligeramente salina	Sin anión dominante	Alcalina
10-II	Ligeramente salina	Sulfatada	Alcalina
11-II	No salina	Bicarbonatada	Alcalina
12-II	No salina	Sin anión dominante	Alcalina

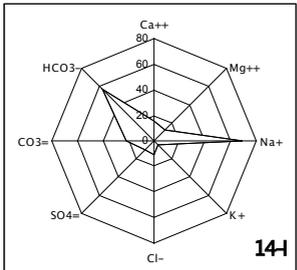
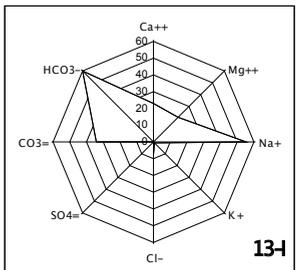
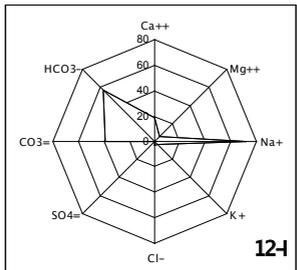
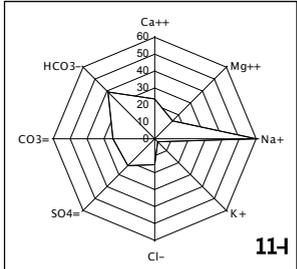
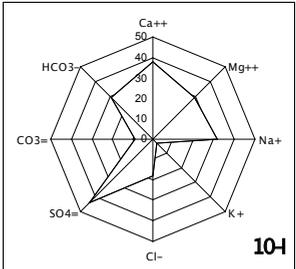
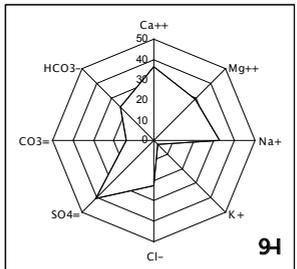
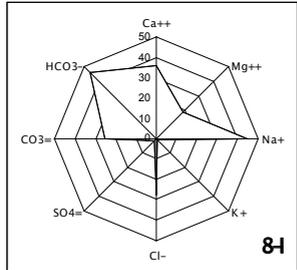
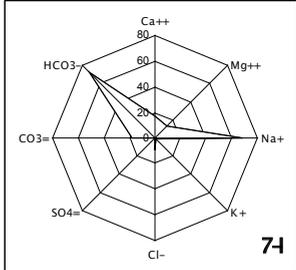
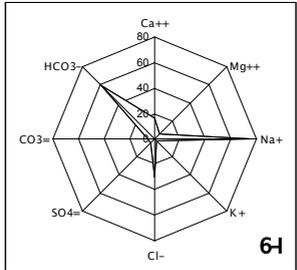
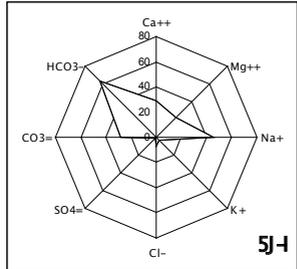
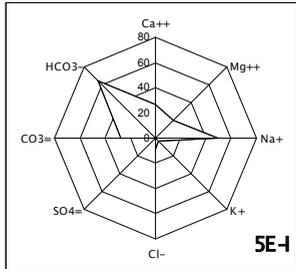
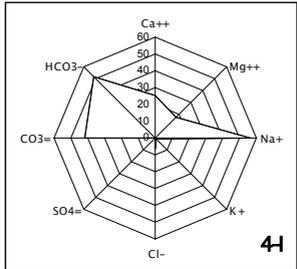
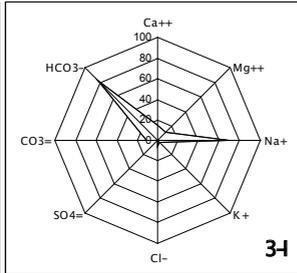
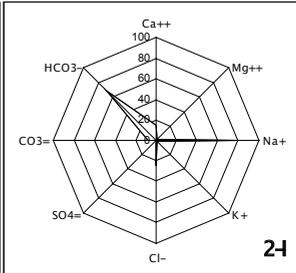
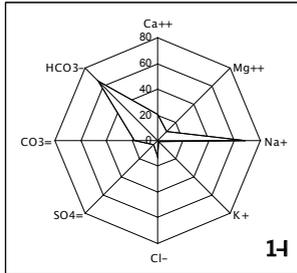
Teniendo en cuenta que las aguas naturales adquieren su composición química por la acción de diversos factores de tipo físico-químico, geológico, hidrogeológico, geomorfológico, edáfico, climático y antrópico (Amato y Silva Busso, 2006), que operan en diferente grado en los distintos sitios de muestreo. Sin embargo, debe ponerse hincapié en el hecho de que las muestras fueron obtenidas a partir de pozos realizados, en muchos casos, por personal sin capacitación adecuada, que utilizó herramientas y materiales en la perforación que inciden negativamente en el mantenimiento de la caracterización química del agua desde su origen hasta su utilización por la población. Por esta causa muchas de las muestras provenientes de perforaciones realizadas a igual profundidad presentan una diferente clasificación según su salinidad y composición iónica (Tablas 3 y 4).

Nitrato

El mayor problema para las aguas subterráneas del Puelche es la presencia de tenores de nitratos por encima de lo que establecen las normas. El Código Alimentario Argentino, así como la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, establecen un máximo de 45 mg N L^{-1} de nitrato en el agua potable, y la Ley 11.820 de la provincia de Buenos Aires señala un límite tolerable de 50 mg N L^{-1} . La principal afección que provocan el nitrato es la meta hemoglobinemia en los lactantes (Bellino, 2002). También ha sido estudiada la posibilidad de inducción de cáncer gástrico en el ser humano (Mirvish, 1991).

Debido a que el nitrato es un anión muy lábil su contenido muestra fuertes oscilaciones entre sitios contiguos de muestreo y tiene tendencia a desaparecer rápidamente de las aguas, a menos que haya recarga (González, 1993), por lo que su persistencia estará condicionada por los aportes. Los mayores incrementos y la mayor persistencia de nitratos en el agua se detectan en la cercanía de centros urbanos.

Los líquidos residuales domésticos contienen compuestos de N, estos efluentes en áreas donde no se cuenta con servicio cloacal son vertidos a pozos sépticos (instalación individual), desde los cuales se pueden producir infiltraciones pudiendo ocasionar la contaminación del agua subterránea. Esta contaminación varía de acuerdo a los componentes del suelo, la profundidad con relación al nivel de agua, la construcción de instalación de absorción de efluentes y el diseño del pozo absorbente (A.G.N., 1998). En este caso existe una carga local de contaminantes. Si las aguas servidas se envían directamente a pozos absorbentes sin un tratamiento anterior, éstos actúan sólo como una cavidad en la que los líquidos que llegan se van infiltrando en el terreno, llevando consigo restos de las materias sólidas en suspensión. Estas últimas van obstruyendo las vías de filtración dependiendo de la porosidad del terreno hasta que el pozo se colma (ya que la capacidad de eliminación de éste es menor al volumen de líquido que ingresa a él, produciendo su colmatación y originando desbordes; Casale, 1996).



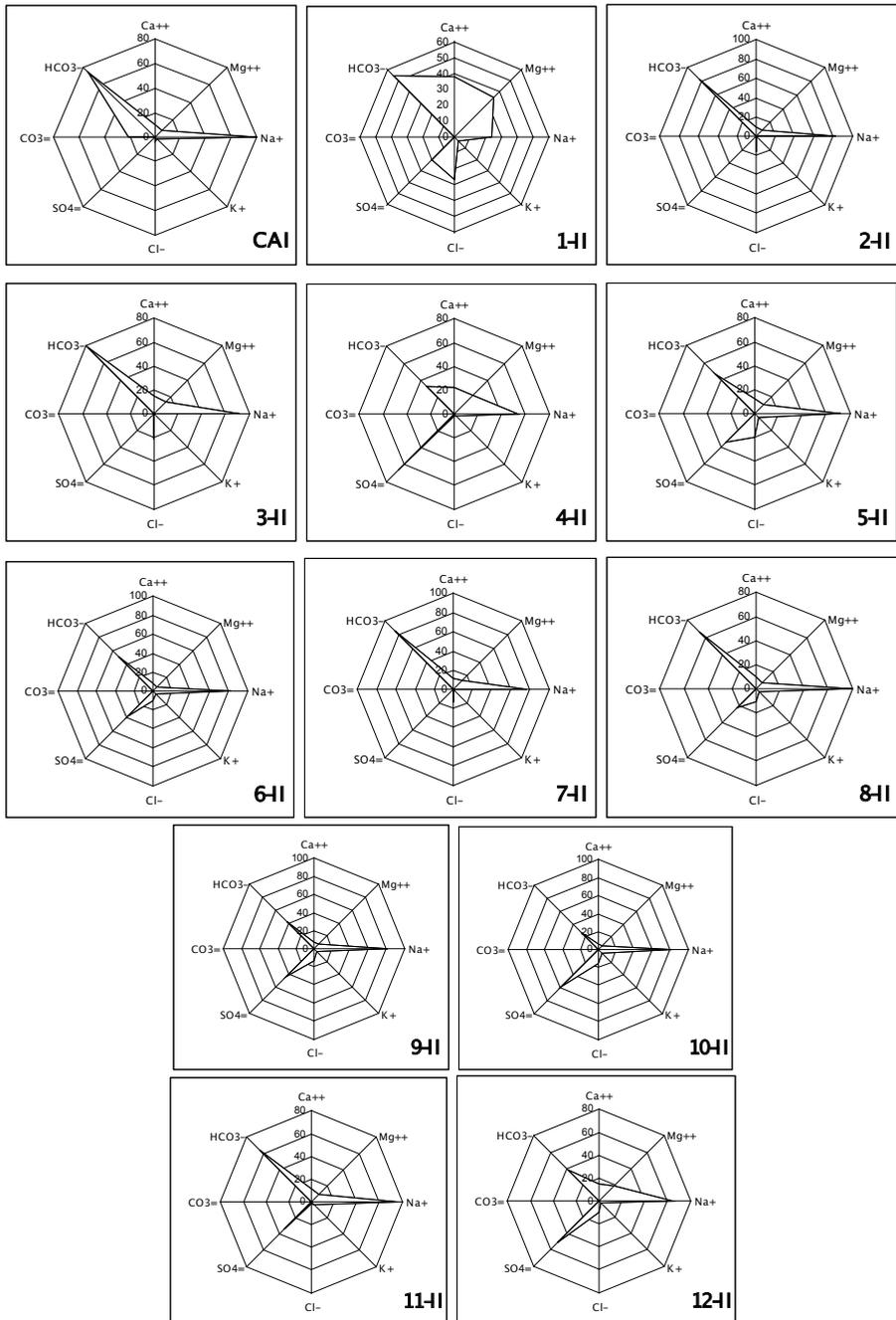


Figura 2. Composición iónica de las aguas subterráneas de los sitios de muestreo. Los valores representan la concentración mediana para cada ion y sitio de muestreo, expresados en porcentaje.

Como consecuencia de la introducción intensiva de formas de N al ambiente se han generado diversos problemas de salud pública y ambientales (Gijzen y Mulder, 2001); entre estos últimos se encuentra la contaminación del agua subterránea con nitrato, la cual es una de las más propagadas geográficamente, siendo este ion una de las principales causas de deterioro de la calidad de dicha agua (Auge, 2004). Independientemente del origen del nitrato su evolución hidroquímica, movilidad vertical y la litología del acuífero (y del análisis de la información) ha existido un proceso regional de dilución de nitrato debido en gran parte a consecuencia de la recuperación piezométrica del Acuífero Puelches durante el periodo 1993-2002 (Silva Busso y Rouiller, 2007). Además otros recursos hídricos que pudieran ser afectados por la contaminación citada son los cuerpos de agua superficiales.

En la Fig. 2 puede observarse que los contenidos de NO_3^- en la mayor parte de las muestras (65,5 %) superan el límite permitido por el Comité Argentino de Aguas (C.A.A.). Si referimos las muestras según su profundidad de extracción (determinando aquellas extraídas entre -20 y -50 m como Acuífero Pampeano, y aquellas extraídas a una profundidad entre -50 y -75 m como Acuífero Puelche), encontramos en el primer caso que el 68,4% de las muestras extraídas a esa profundidad poseen un contenido de NO_3^- superior al límite permitido. En el caso de las muestras provenientes del Puelche el 67,0 % de las mismas exceden el mismo nivel.

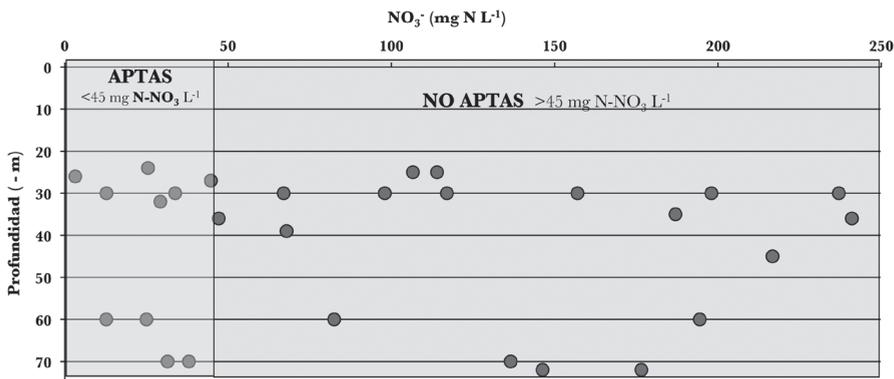


Figura 3. Distribución en profundidad de las muestras y su contenidos de NO_3^- .

La Sección Epiparaneana es la tercera sección acuífera que por su accesibilidad resulta la más explorada. El agua subterránea explotable de estas áreas se encuentra alojada fundamentalmente en los Sedimentos Pampeanos y en la Formación Puelches (en las zonas más bajas puede incluir unidades formacionales post-pampeanas) con profundidades máximas del orden de los -70 m. El acuífero freático es el que en condiciones naturales se halla más cerca de la superficie en equilibrio con la presión atmosférica y que se alimenta directa o indirectamente

del agua de lluvias que se infiltran. Por debajo se encuentran otros acuíferos más profundos (Acuíferos Pampeano y Puelches) que, por tratarse de acuíferos multicapa de llanura, están todos hidráulicamente conectados. O sea, que si se explota sólo el más profundo (Acuífero Puelches) también va a repercutir bajando el nivel freático o “arrastrando” la depresión del mismo. A la inversa, si se extrae agua de la capa freática va a llegar un momento en que un acuífero más profundo va a aportar agua hacia arriba disminuyendo su nivel piezométrico, o sea, la presión (CFI-EASNE, 1972; Hernández, 1975; Santa Cruz, 1996).

Análisis Microbiológico

La aparición de *Escherichia coli* (Fig. 4) es síntoma de contaminación fecal. Poca profundidad de una perforación y un deficiente o inexistente encamisado, sumado a la cercanía de pozos absorbentes (pozo ciego o negro) donde se depositan las excretas, es una combinación ideal para que se de este tipo de contaminación. La relación directa entre enfermedades como cólera, fiebre tifoidea, otras enfermedades gastrointestinales y la ingesta de agua contaminada está sobradamente estudiada. Por todo ello se hace imprescindible contar con aguas libres de patógenos y sistemas de depuración de efluentes adecuados para poder conservar los acuíferos.

La presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en la muestra 5E (Fig. 4) es alarmante, ya que la misma fue tomada del agua que consumen niños y jóvenes de una escuela pública donde no se realiza limpieza ni desinfección de los tanques.

De los resultados obtenidos parece evidente que existe una relación directa entre profundidad de las perforaciones y calidad microbiológica del agua: A menor profundidad, mayor contaminación y viceversa. A la luz de los resultados las aguas procedentes de pozos poco profundos NO son aptas para el consumo humano desde el punto de vista microbiológico. Aparentemente, el agua extraída del acuífero Puelche (-60 m, aprox.) sería apta para consumo humano desde el punto de vista microbiológico.

Se deberían realizar más análisis microbiológicos a esta profundidad y en perforaciones correctamente aisladas para poder afirmar con mayor solidez la aseveración anterior.

CONCLUSIONES

A pesar de tratarse de un muestreo exploratorio los resultados obtenidos permiten comenzar a delinear algunas conclusiones preliminares importantes.

a) Los elevados contenidos de Nitratos determinados en un número considerable de muestras extraídas corroboran que gran parte de la población del barrio (sobre todo población de riesgo como embarazadas y niños) consume agua con una concentración muy superior a 10 mg N-NO₃ L⁻¹.

MUESTRAS	AUSENCIA DE ORGANISMOS PATOGENOS	<i>Escherichia coli</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
1			
2			
3			
4			
5E			
5J			
6			
7			
8			
9			
10			
11			
12			
13			
14			
CAI			
1-I			
2-I			
3-I			
4-I			

Figura 4. Presencia de organismos patógenos en las muestras analizadas en los distintos puntos de muestreo.

b) Las muestras provenientes de perforaciones realizadas tanto a profundidades donde se encontraría el Acuífero Pampeano (25-30 m) como aquellas que alcanzan profundidades de -70 m (Acuífero Puelches) presentan en muchos casos niveles elevados de $N-NO_3$. Aunque no se puede tener la certeza de los niveles de muestreo atribuibles al Acuífero Puelches puede decirse que el conjunto Epiparaneano se encuentra contaminado; por lo tanto y en vista de las muestras analizadas hasta el momento no podría afirmarse que la construcción de captaciones hasta el Acuífero Puelches con el adecuado aislamiento del Pampeano sería suficiente para obtener una provisión de agua potable segura.

c) Las técnicas utilizadas en la construcción de los pozos (falta de cementación y encamisado de los pozos) de cada punto de muestreo podrían estar afectando la calidad de las aguas que consume la población por mezcla de aguas de los diferentes acuíferos, algunos de ellos contaminados.

d) Según los datos obtenidos a partir del análisis de las muestras, y en función de la conexión hidráulica de los acuíferos presentes, la elevada carga contaminante de nitratos que acompañan al agua que infiltra desde

la superficie, recargando los acuíferos y proveniente de fuentes antrópicas (cementeros, pozos absorbentes, etc.), podría alcanzar en esta zona (al igual que en otras del área metropolitana al Acuífero Puelches más profundo, con mayor capacidad y potencialmente menos vulnerable).

e) Los diagramas de Maucha muestran que la composición iónica de las aguas subterráneas de los sitios de muestreo corresponden en su mayoría a la Clasificación como Bicarbonatadas Sódicas.

Se hace necesario continuar con los muestreos de las aguas subterráneas, poniendo especial énfasis en las características constructivas de perforación de origen, de manera de que las muestras tomadas sean fieles a la calidad química del acuífero del cual provienen.

y g) Por último, en estos barrios, asentamientos, villas y caseríos (que no cuentan con servicios de cloacas y agua corriente) es necesario la intervención del Sector Público para poder llevar estos servicios a la población que carece de estos servicios. Debido a que no existen Planes de Obras Públicas que a corto o mediano plazo acerquen las redes de los citados servicios, la función del Estado debería implementar una gestión integrada y sustentable del Recurso Hídrico y mejorar el conocimiento de los mismos, reasignándole al agua subterránea una función de equilibrio ambiental propia de las regiones húmedas y acorde al nuevo paradigma de desarrollo con sustentabilidad ambiental al que nuestro país adhirió especialmente en 1992 en la Agenda 21.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- A.P.H.A. 1992. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. 17 ed. Díaz de Santos, S. A. Madrid (España).
- Anerucab Public Health Asociation (A.P.H.A.). 1998. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. 20 edn. *Collection and preservation of samples*. Summary of special Sampling and Handling requirements. 1060 pp.
- Auditoría General de la Nación (A.G.N.). República Argentina. 1998. *Informes y estudios sobre la problemática del agua: Investigación y análisis de los antecedentes de la problemática del agua subterránea en el Área Metropolitana*. Documento Técnico N° 12, 24-26, 59.
- Auge M. 2004. *Hidrogeología ambiental I*. Universidad de Buenos Aires, Fac. CC. Exactas y Naturales, Departamento Ciencias Geológicas, Buenos Aires. A.L.H.S.U.D. <www.alhsud.com/public/publicaciones/pdf/hidrogeoamb1.pdf>.
- Azara F. 1797. *Viajes por la América Meridional*. Editorial Blanco, Buenos Aires (Argentina). Consejo Federal de Inversiones (CFI-EASNE), 1972. *Contribución al Estudio Geohidrológico de la Región NE en la Prov. de Buenos Aires*. Serie Técnica 24, Buenos Aires, Argentina.
- Broch E. S. y W. Yake. 1969. A modification of Maucha's ionic diagram to include ionic concentrations. *Limnology & Oceanography* 14: 933-935.

- Darwin C. 1833. *Viaje de un naturalista alrededor del mundo*. Editorial el Ateneo, Buenos Aires (Argentina).
- Casale D. L. 1996. *Manual de obras sanitarias domiciliarias e industriales*. 14ª ed. El Ateneo, Buenos Aires.
- Giai S. B. 2001. Control del Nivel Freático en Realicó (La Pampa, Argentina). *Actas. IV Diálogo Interamericano de Gestión de Agua*, R.I.H.-Red Interamericana de Recursos Hídricos (Nodo Cono Sur). Pp. 142-148. Foz de Iguazú, Paraná (Brasil).
- Giberti H. 1974. *Historia Económica de la Ganadería Argentina*- Editorial Solar, Hachette, Buenos Aires (Argentina).
- Gijzen H. J. y A. Mulder. 2001. El desbalance en el ciclo global del nitrógeno, *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 59: 73-74.
- Hernández M. A. 1975. Efectos de la Sobreexplotación de aguas subterráneas en el Gran Buenos Aires y alrededores. Rep. Argentina. II Congreso Ibero-Americano de Geología Económica. *La Geología en el Desarrollo de los Pueblos*. Asociación Geológica Argentina. Buenos Aires.
- Hernández M.A. 1978. Reconocimiento Hidrodinámico e Hidroquímico de la interfase Agua Dulce-Agua Salada en las aguas subterráneas del estuario del Plata. (Partidos de Quilmes y Berazategui, Buenos Aires). *VII Congreso Geológico Argentino*, Neuquén (Argentina), Actas II: 273-285. Asociación Geológica Argentina, Buenos Aires.
- Maucha R. 1932. Hydrochemische Methoden in der Limnologie. *Binnengewasser* 12: 173 pp.
- Newton R. y J. M. Jurado. 1878. Informe sobre la estancia "El parrillar". *Anales de la Sociedad Rural Argentina*, 12: 495.
- Paoli C., R. Giacosa, J. N. Santa Cruz y A. Silva Busso. 2000. *Estudio en el Área de Derrame de la cuenca del Río Quinto y Arroyos del Sur de Córdoba. Informe Final*. CRL, PNTSAS, Instituto Nacional del Agua y del Ambiente, Secretaría de Recursos Hídricos (Argentina). Capítulos 5 y 6. Inédito. Buenos Aires.
- Randle P. H. 1971. Atlas de Geografía Histórica de la Pampa Anterior. Eudeba, Universidad Buenos Aires, Buenos Aires (Argentina).
- Romero J. M. 1827. *Informe de la Comisión de Evaluación de la Solicitud del Sr. Lanuza de patente para dos máquinas de extraer el agua entre ellas el balde sin fondo*, Archivo General de la Nación (Inédito). Buenos Aires.
- Sala J. M. y E. M. Auge. 1970. Algunas Características Geohidrológicas del Noreste de la Prov. de Bs. As. *Actas IV Jorn. Geol. Arg.* 321-336. Buenos Aires.
- Sala J. M., N. González y E. Kruse. 1983. Generalización Hidrológica de la Provincia de Buenos Aires. *Coloquio Internacional Sobre Hidrología de Grandes Llanuras*. Comité Nacional para el Programa Hidrológico Internacional. Olavarría (Argentina).
- Santa Cruz J.N. 1995. Tipología General de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en el Conurbano Bonaerense. *Revista Fundación Museo de La Plata*, Buenos Aires. 1 (5): 68-71.
- Santa Cruz J. N. y A. Silva Busso. 1996. Disponibilidad del Agua Subterránea para Riego Complementario en las Provincias de Buenos Aires, Entre Ríos, Córdoba y Santa Fe, PROSAP, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. (Inédito). Buenos Aires (Argentina).

- Santa Cruz J. N., A. Silva Busso, S. Amato, M. Guarino, D. Villegas y M. Cernads. 1996. Explotación y Deterioro del Acuífero Puelches en la región metropolitana de la República Argentina. *Agua em revista*, CPRM, Brasil, Año 2, 1: 48-57.
- Santa Cruz J. N., A. Silva Busso y M. Cernadas. 1996. Diseño de un Sistema de Información para Aguas Subterráneas y Aplicaciones para la Gestión del Recursos Aguas Subterráneas. *XIII Congreso Geológico Argentino, III Congreso de Explotación de Hidrocarburos*. Actas, 4: 393-404. Buenos Aires (Argentina).
- Santa Cruz J. N. y A. Silva Busso. 1999. Escenario hidrogeológico General de los Principales Acuíferos de la Llanura Pampeana y Mesopotamia Septentrional Argentina. *II Congreso Argentino de Hidrogeología y IV Seminario Hispano-Argentino sobre Temas Actuales en Hidrología Subterránea*. Santa Fe, Argentina. Actas, 1: 461-471.
- Santa Cruz J. N. 2000. Desequilibrium of Groundwater in Argentine. *31st International Geological Congress, General Symposia, CPRM*. Abstracts Volume CD HTM2028. Río de Janeiro (Brasil).
- Santa Cruz J. N. y Silva Busso A. 2002. Comportamiento Regional del Nivel Freático ante Excesos Hídricos en el Oeste de la Llanura Chacoparanense de la República Argentina. *XXXII IAH y IV ALHSUD Congreso Groundwater and Human Development*. Mar del Plata (Argentina).
- Sbarra N. 1973. *Historia de las Aguadas y Molinos*. EUDEBA, Universidad Buenos Aires (Argentina).
- Silva Busso, A. A. y G. Rouller. 2007. Relación entre la Distribución de Nitratos y la Recuperación Piezométrica en el Conurbano Bonaerense. *V Congreso Hidrogeológico y IV Simposio Iberoamericano sobre temas actuales en Hidrogeología*. Paraná 16-19 de Octubre del 2007, Entre Ríos (Argentina). Actas, 1: 65-76.
- Silberbauer M. J. y J. M. King. 1991. Geographical trends in the water chemistry of wetlands in the south-western Cape Province, South Africa. *Southern African J. Aquatic Sciences*. 17: 82-88.
- Sourdeaux A. 1862. *Apuntes sobre la Industria Artesiana*. Buenos Aires (Argentina).
- Sourdeaux A. 1864. *La guía de los Forasteros*. Buenos Aires (Argentina).
- Vázquez-Sune y col., 2001. Gestión de las Aguas Subterránea en Zonas Urbanas. Conceptualización y Modelización: Aplicación a Barcelona (España). *II Congreso Hidrogeológico Argentino y IV Congreso Hispano-Argentino sobre temas Actuales en Hidrología Subterránea*, UNT, IML, Tucumán, Argentina, Actas, 1: 41-50.

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DEL ARROYO SARANDÍ (BUENOS AIRES, R. ARGENTINA)

**Cristina Speltini, María del Carmen Naser, Gabriela Coppo,
Jorge Machalec, Nora Capato, María Pía Devescovi,
Carlos Sánchez, Atilio Alonso y Laura Flamini**

*Avda. R. Franco 5050 Villa Dominico Buenos Aires CP 1874 (Argentina).
E-mails: <cspeltini@fra.utn.edu.ar>; <mnaser@fra.utn.edu.ar>; <jmachalec@fra.
utn.edu.ar>.*

Resumen: La cuenca del arroyo Sarandí atraviesa varios partidos del conurbano bonaerense; se extiende desde las proximidades de la localidad de Longchamps hasta el Río de La Plata. Está entubado 80 % de su recorrido, y desde su cruce con las vías del Ferrocarril General Roca en la localidad de Sarandí hasta su desembocadura se encuentra canalizado y a cielo abierto. En el sector a cielo abierto el arroyo atraviesa dos escenarios característicos; en su margen sur se hallan viñedos artesanales costeros y selva en galería, mientras que en la margen norte se encuentra próximo al polo petroquímico *Dock Sud*. Los objetivos del presente trabajo son: Diagnosticar el estado ambiental de las aguas del arroyo en el tramo a cielo abierto; identificar y analizar la evolución de la biodiversidad en un ambiente altamente comprometido desde el punto de vista ambiental; y determinar la calidad de las producciones vitivinícolas de la zona de quintas. Se realizaron siete campañas mensuales de monitoreo de la calidad de las aguas del arroyo en tres sectores de su cauce a cielo abierto identificando los contaminantes críticos mediante ensayos de laboratorio. El monitoreo se complementó con estudios del perfil del cauce del arroyo y de la variación de su caudal mediante corridas de flotadores. Paralelamente se realizaron diferentes relevamientos: Fotográfico, identificación macroscópica de especies, recuento de poblaciones, recolección de plancton y benton para identificación de moneras, hongos, ciliados, amebas, *etc.*; también se tomaron muestras de aguas subterráneas y de vinos, productos característicos de la zona. Los análisis muestran la crítica situación ambiental de las aguas del arroyo Sarandí, así como las variaciones temporales y espaciales de sus contaminantes. Las muestras de vino analizadas no presentan desviaciones significativas respecto de los parámetros establecidos por el Instituto Nacional de Vitivinicultura para ese tipo de productos; las aguas subterráneas revelan la presencia de metales pesados cuyas concentraciones, en algunos casos, se encuentran por encima de los valores permitidos para agua potable. El estudio de biodiversidad pone de relieve la casi inexistencia de macroflora y macrofauna acuática, producto de la contaminación del curso de agua; no así de microorganismos planctónicos, bentónicos y propios del parafiton.

Palabras clave: Estado ambiental, contaminantes, biodiversidad, producciones artesanales.

Environmental diagnosis of arroyo Sarandí (Buenos Aires, Argentina)

Abstract: *The basin of the Sarandí stream extends through several counties of the province of Buenos Aires; the source of stream is near the town of Longchamps and it flows to the Río de La Plata. The 80% of the stream is tubed, and is open and channeled from its junction with the General Roca Railroad tracks to its mouth, in the town of Sarandí. The stream passes through two typical scenarios in its open section: hand-crafted coastal vineyards and gallery forest in the southern margin and Dock Sud petrochemical pole in the north margin. The purposes of this study are: to diagnose the environmental status of the stream waters, at its open section; to identify and analyze the evolution of the biodiversity in a highly compromised surroundings from the environmental point of view, and to determine the quality of the wine coast farms productions. In order to monitor the stream water quality, seven monthly campaigns were conducted in three sections of the stream open extent, and the critical pollutants were identified by laboratory tests. This monitoring was complemented with studies of the stream channel profile and the variation of its flow using floats runs. Other surveys were conducted at the same time, namely: photographic, macroscopic identification of species, population count, plankton and benton collection in order to identify moneras, fungus, ciliates, amoebas, etc. and samples were also taken from the groundwater and the zone wines. The analyses show the critical environmental situation of the stream waters as well as the variations, both in place and time, of its pollutants. The analyzed wine samples show no significant deviations from the parameters set by the Instituto Nacional de Vitivinicultura for such products. The groundwater shows the presence of heavy metals and, in some cases, their concentrations are above the permitted values for being considered drinking water. The biodiversity study while showing the existence of planktonic and benthic organisms and those which are characteristic of the parafiton, emphasizes the almost absence of aquatic macrofauna and macroflora due to the watercourse contamination.*

Key words: environmental situation, pollutants, biodiversity, hand-crafted productions.

INTRODUCCIÓN

La cuenca del arroyo Sarandí atraviesa varios partidos del conurbano de la Provincia de Buenos Aires (R. Argentina); se extiende desde las proximidades de la localidad de Longchamps (provincia de Buenos Aires) donde nace con el nombre de Arroyo de las Perdices, hasta el Río de La Plata; tras recibir como afluente al Arroyo Galíndez (totalmente entubado en la actualidad a la altura de Lanús) el curso de agua se convierte en el Arroyo Sarandí (Cavallotto y Violante, 2005). En la Fig. 1 se muestran los partidos que el arroyo Sarandí atraviesa en su recorrido.

República Argentina



Provincia de Buenos Aires



Conurbano bonaerense (Argentina)

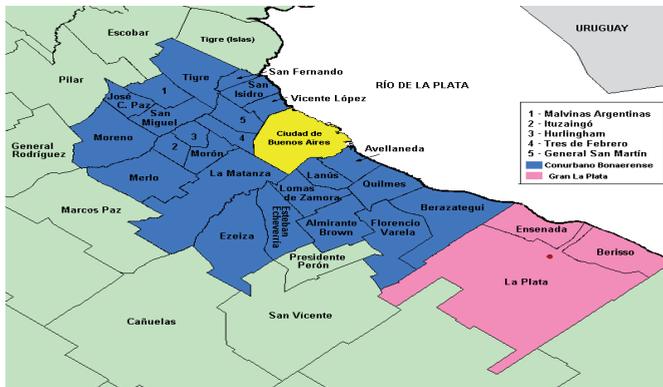


Figura 1. Ubicación geográfica de la traza del arroyo Sarandí (Buenos Aires, Argentina).

En la región por la que transita el arroyo pueden discriminarse dos componentes morfológicos característicos: Una planicie costera y una llanura alta cuya continuidad ocurre a través de un escalón o barranca costera. La planicie costera

La longitud del cauce del arroyo Sarandí es de aproximadamente 20 km, abarcando la totalidad de su cuenca una superficie de 80 km²; comprende los partidos de Avellaneda, Lanús, Lomas de Zamora y Almirante Brown, densamente poblados (Cavallotto y Violante, 2005).

El recorrido se encuentra 80 % entubado y a partir de su cruce con las vías del Ferrocarril General Roca, en la localidad de Sarandí, el arroyo se encuentra rectificado y es conocido con el nombre de Canal Sarandí. En varios sectores de su recorrido recibe vertidos de diversas industrias, así como descargas pluviales y efluentes cloacales.

En el sector a cielo abierto, el arroyo atraviesa dos escenarios característicos: Viñedos costeros y selva en galería sobre su margen sur, mientras que en su margen norte se encuentra asentado el polo petroquímico *Dock Sud*. Este último es un conglomerado industrial de 380 hectáreas donde desarrollan sus actividades alrededor de 40 empresas entre las que se hallan refinerías, plantas de recepción de petróleo y sus derivados, hornos incineradores de residuos peligrosos y plantas de tratamiento, recepción y almacenaje de diversos productos químicos. Es también en este sector que el arroyo recibe una gran variedad de residuos y desperdicios provenientes de vertidos clandestinos, transformándose en un importante sumidero y reservorio de los más diversos contaminantes.

En la margen sur del arroyo se encuentra la zona de quintas del arroyo Sarandí vinculada, desde el asentamiento de los primeros inmigrantes genoveses a fines del siglo XIX, con la producción del “vino de la costa” como producto distintivo. La zona de quintas es un ecosistema único dentro del Área Metropolitana de Buenos Aires que ha mantenido su fisonomía agraria a pesar de los impactos producidos por la construcción de la autopista Buenos Aires-La Plata, la instalación del relleno sanitario (actualmente cerrado) y el funcionamiento del polo petroquímico. La zona de quintas se encuentra integrada con el ecosistema de la selva marginal costera del Paraná-Plata (Malagnino, 2010). El sector presenta importantes superficies plantadas con vides, ciruelos y hortalizas (principalmente radicheta).

El proceso integral de elaboración de esta variedad de vino abarca el desarrollo del cultivo y el procesamiento de la uva para su transformación en vino; ambas etapas son realizadas en las quintas. La variedad de uva utilizada es la *Isabella americana* y su procesamiento sigue la tradición artesanal de los primitivos quinteros.

Con el propósito de proveer elementos que contribuyan a la concientización de la problemática ambiental de la cuenca y a la construcción de una base de datos actualizada y con el presente trabajo se pretende: (a) diagnosticar el estado ambiental de las aguas del arroyo, en el tramo a cielo abierto; (b) identificar y analizar la evolución de la biodiversidad en un ambiente altamente comprometido desde el punto de vista ambiental; y (c) indagar la incidencia de la calidad de las aguas del recurso hídrico en los viñedos costeros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron siete campañas con frecuencia mensual para el monitoreo de la calidad del agua del Arroyo Sarandí en tres sectores de su cauce a cielo abierto, cuyas ubicaciones se muestran en la Figura 3, cuyas coordenadas se encuentran en la Tabla 1. También se extrajeron muestras de agua subterránea provenientes de dos pozos ubicados en la zona de quintas. En ambos tipos de muestras se identificaron los contaminantes críticos mediante ensayos de laboratorio.

El monitoreo se complementó con la determinación del perfil del cauce del arroyo y de la variación de su caudal, a través de corridas de flotadores. Se realizaron determinaciones analíticas de eventuales contaminantes en muestras de vino de la costa.



Figura 3. Ubicación de los lugares de toma de muestras (Buenos Aires).

Tabla 1. Coordenadas de los puntos monitoreados.

Punto muestreado	Latitud	Longitud
1	S 34° 40' 48,1''	O 58° 20' 24,9''
2	S 34° 40' 27,9''	O 58° 20' 0,8''
3	S 34° 39' 50,5''	O 58° 19' 20,7''

En cada uno de los puntos monitoreados se analizaron los siguientes parámetros de acuerdo a los métodos de análisis indicados en la Tabla 2.

Las determinaciones analíticas sobre las muestras de agua fueron efectuadas en el laboratorio de Ensayos Especiales de la Universidad Tecnológica Nacional de la Facultad Regional Avellaneda (UTN-FRA), mientras que las determinaciones sobre las muestras de vino se realizaron en el laboratorio del Instituto Nacional de Vitivinicultura (I.N.V.) de Argentina.

Se tomaron muestras de 10 L de agua y se pasó a través de redes preparadas para concentrar plancton; se repitió la operación la cantidad de veces necesaria para obtener una muestra representativa. El punto de muestreo seleccionado para realizar esta técnica es el número tres ubicado aproximadamente a 800 m de la desembocadura al Río de la Plata. La

Tabla 2. Métodos de análisis utilizados.

Determinaciones	Método
pH	<i>E.P.A. 150.1</i>
Conductividad	<i>Standard Methods 4500-P.C</i>
Sulfuros totales	<i>E.P.A. 376.2</i>
Sólidos sedimentables 10 min	<i>E.P.A. 1560.5</i>
Sólidos sedimentables 2 h	<i>E.P.A. 1560.5</i>
DBO ₅	Manométrico Stand. Merck
DQO	<i>Standard Methods 5220 D</i>
Cianuros	<i>E.P.A. 335.2</i>
Fenoles	<i>E.P.A. 420.1</i>
Hidrocarburos totales	<i>E.P.A. 418.1</i>
Nitrógeno amoniacal	<i>E.P.A. 350.2</i>
Arsénico total	<i>Standard Methods 3500 As B</i>
Cadmio	<i>E.P.A. 213.1</i>
Cromo total	<i>Standard Methods 3500 Cr B</i>
Cinc	<i>E.P.A. 289.1</i>
Cobre	<i>E.P.A. 220.1</i>
Plomo	<i>E.P.A. 239.1</i>
Bacteria coliformes totales	Filtros de membrana SM 9222 B

elección del punto de muestreo se debió a la facilidad de acceso al cauce del arroyo en dónde se pudo realización la concentración de la muestra de acuerdo a la técnica empleada y fue realizado durante la cuarta campaña en el mes de Agosto.

CARACTERÍSTICAS HIDROLÓGICAS DEL ARROYO

En cada campaña se realizaron corridas de flotadores con el objetivo de determinar la velocidad de la corriente y calcular el caudal en los diferentes sitios de muestreos seleccionados. La corrida de flotadores consistió en calcular la velocidad de un objeto que flote libremente en el curso de agua a partir de la determinación del tiempo transcurrido al recorrer una distancia entre dos puntos fijados previamente. Se dispusieron varios flotadores en el ancho del cauce del arroyo que permitieron conocer la distribución de la velocidad en función del ancho. Es importante destacar que las condiciones de escurrimiento del arroyo en las distintas campañas fueron muy diversas. Se encontraron variaciones de velocidad importantes resultado de las condiciones climáticas, estación del año, incidencias de las mareas del Río de la Plata y, principalmente, vertidos de materiales diversos (botellas, ramas, neumáticos, residuos domiciliarios, *etc.*). Estos obstáculos sirven de anclaje a los sedimentos aportados por las aguas del arroyo, formando afloramientos fácilmente identificables a simple vista.

La Fig. 4 presenta la velocidad de las aguas del arroyo en distintos puntos de su recorrido considerando como origen el inicio del tramo a cielo abierto, siendo los valores presentados los correspondientes a la primera campaña.

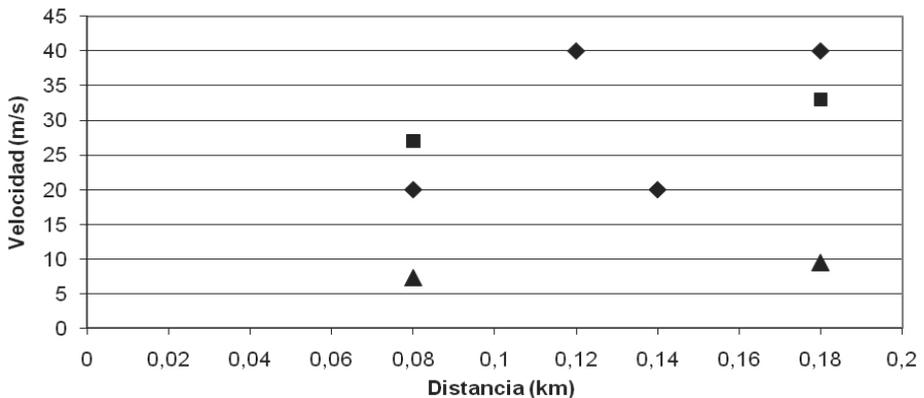


Figura 4. Velocidad de las aguas del arroyo Sarandí a diferentes distancias del primer punto de muestreo (R. Argentina).

El ancho del arroyo en su trayecto a cielo abierto varía desde 25 m en el primer punto de muestreo, hasta alcanzar los 36 m en el tercer punto de muestreo.

El perfil del cauce del arroyo durante el desarrollo de la primera campaña fue relevado en dos de los puntos muestreados como se indica en las Fig. 5 y 6.

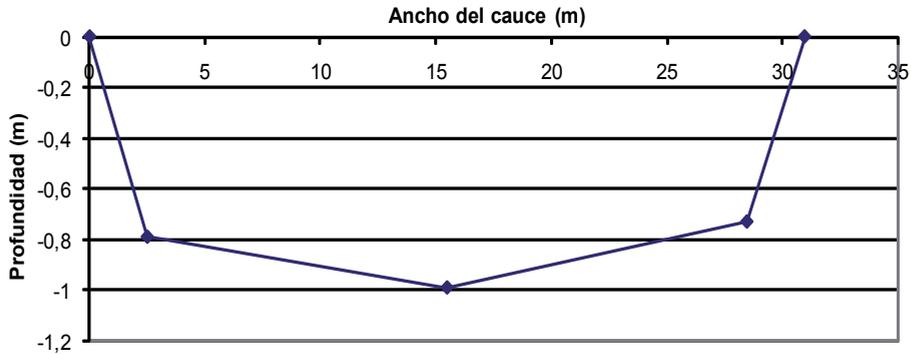


Figura 5. Perfil del cauce en Punto 2 (Arroyo Sarandí, Argentina).

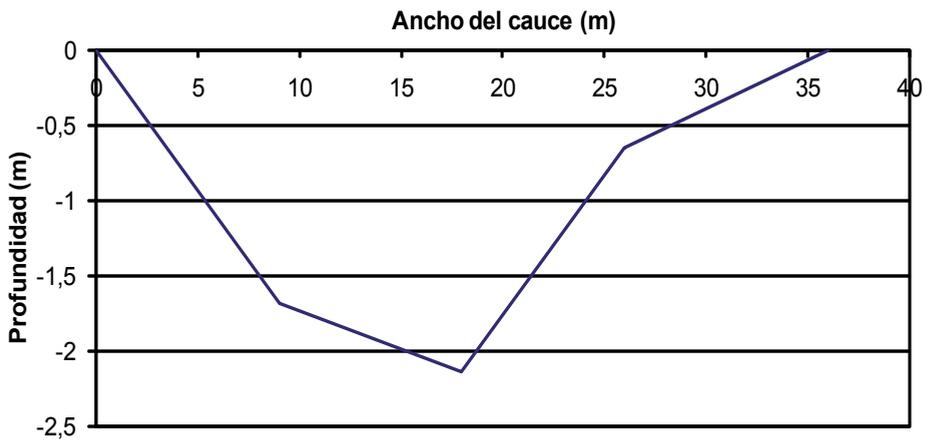


Figura 6. Perfil del cauce en Punto 3 (Arroyo Sarandí, Argentina).

RESULTADOS

Se presentan en forma diferenciada los análisis vinculados con la calidad del agua del arroyo Sarandí en el sector a cielo abierto, la biodiversidad y la calidad de las aguas de pozo del sector de quintas.

Escenario a cielo abierto

Los valores obtenidos se contrastaron con la escasa información oficial disponible y muestran la crítica situación ambiental, así como las variaciones temporales y espaciales de la calidad del agua del arroyo.

En la Fig. 7 se muestra la variación de los parámetros conductividad, DBO_5 y DQO en las siete campañas para el punto de muestreo identificado con el número 1.

La Fig. 8 indica la variación de los mismos parámetros en el sitio donde el arroyo cruza la autopista Ricardo Balbín (Buenos Aires – La Plata), que se ha denominado punto de muestreo 2.

La Fig. 9 indica la variación de los mismos parámetros en el punto de muestreo 3, sitio donde el arroyo cruza un puente colgante que une el sector del polo petroquímico con la zona de los viñedos costeros.

Un análisis en los distintos puntos de muestreo del cauce del arroyo en su tramo a cielo abierto durante el mes de Agosto permite identificar como se modifican los parámetros de Conductividad, DQO y DBO_5 a medida que las aguas se acercan a la desembocadura del arroyo. A modo de ejemplo en la Fig. 10 se indican las variaciones algunos parámetros encontradas durante la cuarta campaña, en el mes de Agosto.

En relación a los metales pesados analizados no se ha detectado la presencia de As y Cu en ninguna de las muestras analizadas, habiéndose identificado Cd, Pb, Cr, Hg, Zn y Ni en varios puntos de muestreo, siendo los parámetros Cr, Zn y Ni los de mayor ocurrencia.

La variación de sulfuros en todo el recorrido del arroyo a cielo abierto se muestra en la Fig. 11, en la que se presentan las medidas (en mg L^{-1}), para muestreos realizados en diferentes campañas.

Los compuestos de azufre provenientes de los vertidos clandestinos en ausencia de oxígeno y por la acción de bacterias sulfato-reductoras se transforman en sulfuros, indicando una fuerte contaminación. Este compuesto contribuye significativamente a la presencia de mal olor de las aguas contaminadas y es tóxico para organismos superiores.

La determinación de fenoles e hidrocarburos totales en los distintos muestreos alcanzó un rango con valor máximo de $0,28 \text{ mg L}^{-1}$ y de 164 mg L^{-1} respectivamente.

Los estudios microbiológicos indican la presencia de bacterias coliformes totales en concentraciones que oscilan entre $1,90 \times 10^6 \text{ UFC L}^{-1}$ y $1,10 \times 10^6 \text{ UFC L}^{-1}$.

Biodiversidad

Se realizó un relevamiento ocular y fotográfico del arroyo Sarandí en su tramo a cielo abierto, identificándose 13 diferentes especies vegeta-

les: Algodonillo (*Aeschynomene montevidensis*), azucenita del campo (*Zephyranthes candida*), espinillo manso (*Mimosa pilulifera*), sarandí blanco (*Phyllanthus sellowianus*), campanilla (*Ipomoea cairica*), ceibo (*Erythrina crista-galli*), madre selva (*Lonicera japonica*), sauce criollo (*Salix humboldtiana*), saeta (*Sagittaria montevidensis*), pajonales de junco (*Schoenoplectus californicus*), pajonales de cortadera (*Cortaderia selloana*), pasionaria o mburucuyá (*Passiflora coerulea*) y ricino (*Ricinus communis*). Dentro de los animales fueron hallados: Benteveo común (*Pitangus sulphuratus*), chingolo (*Zonotrichia capensis*), cotorra (*Myiopsitta monacha*), gorrión (*Passer domesticus*), torcacita (*Columbina picui*) y torcaza (*Zenaida auriculata*).

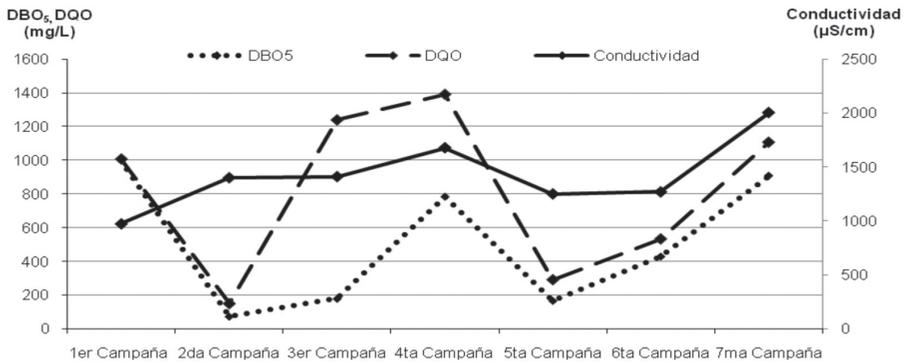


Figura 7. Parámetros Conductividad, DQO y DBO₅ en el punto de muestreo 1.

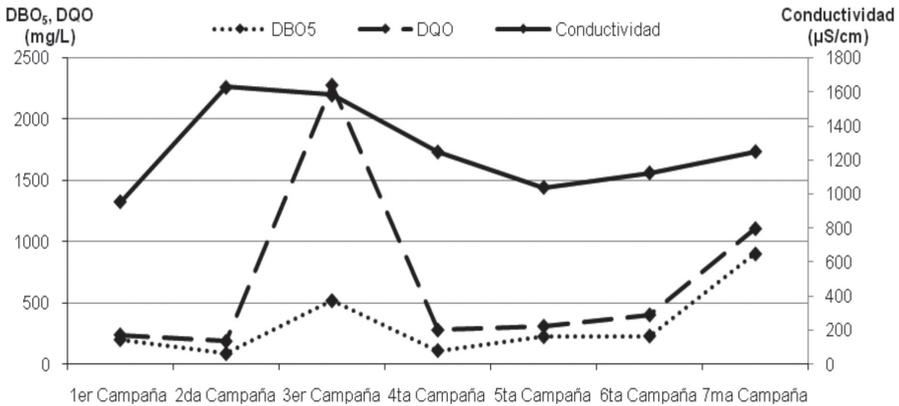


Figura 8. Parámetros Conductividad, DQO y DBO₅ en el punto de muestreo 2.

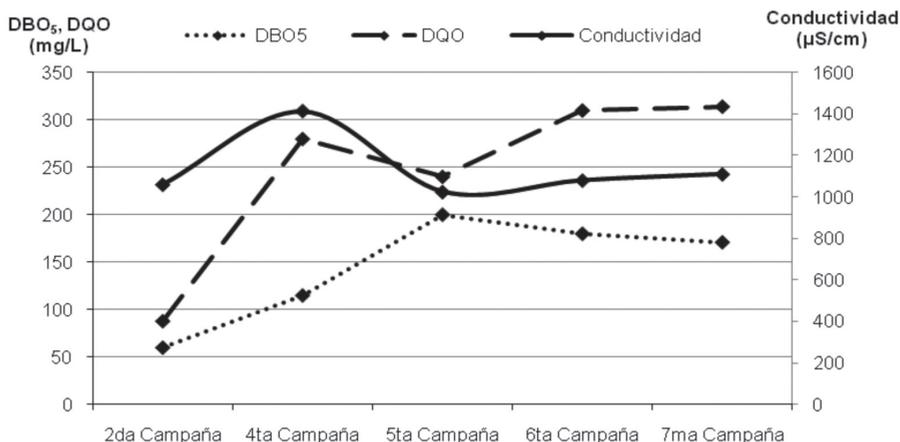


Figura 9. Parámetros Conductividad, DQO y DBO₅ en el punto de muestreo 3.

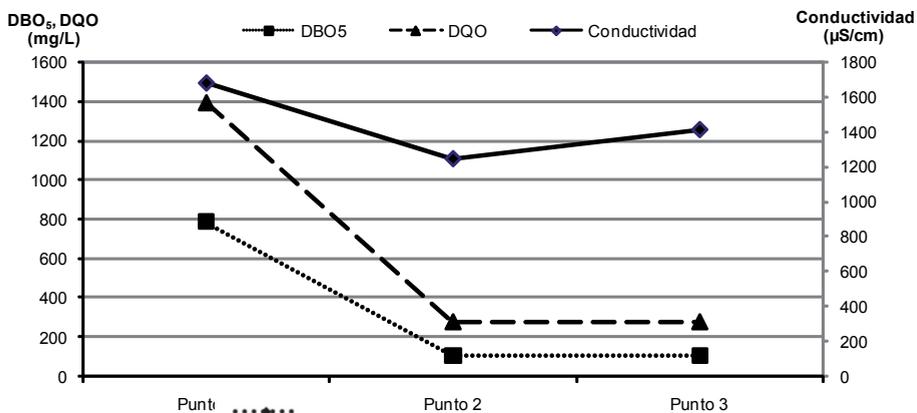


Figura 10. Variación espacial de Conductividad, DQO y DBO₅ correspondiente a la cuarta campaña.

En una fracción de las muestras de bentos observado se encontraron varios protozoos en abundancia; algunos son flagelados aun no identificables. También se hallaron nematodos de vida libre; se identificaron fehacientemente *Acineria* sp. y *Paramecium* sp.

Metopus sp. es un ciliado grande, típico de los ambientes anóxicos y ricos en sulfuro de hidrógeno. *Metopus* sp. se alimenta de sulfobacterias incoloras, otros grupos de bacterias y flagelados. Es característico de lodos en putrefacción que contienen SH₂ y están ennegrecidos por SFe y pobres en oxígeno al poner las muestras en el portaobjetos (sin cubre); al aumentar la concentración de (OD) mueren casi instantáneamente.

En el agua filtrada en todas las muestras se encontraron numerosos espirilos, bacilos y flagelados que no pudieron ser identificados (Zaleski y Claps 2000).

Vorticella microstoma vive en ambientes que corresponden a un polisaprobio y aparentemente necesita más oxígeno que *Metopus* sp, pero es bastante adaptable (Zaleski y Claps 2000).

Vorticella striata: La presencia de *Vorticella* no se encuadra en este escenario ya que es buena indicadora de contaminación orgánica, pero aparentemente necesita mayor concentración de OD que los demás; la presencia de esta última especie podría deberse a la baja temperatura, ya que la solubilidad del oxígeno aumenta a menores temperaturas (recuérdese que el muestreo corresponde al mes de Agosto, invierno).

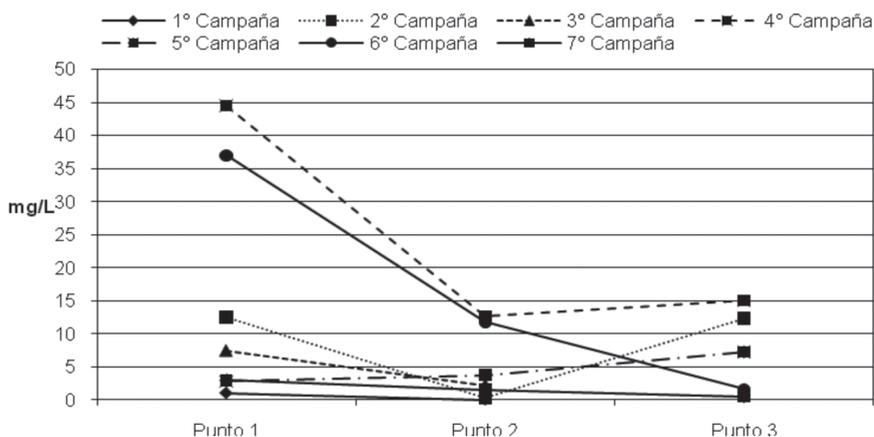


Figura 11. Distribución espacial del parámetro sulfuro.

Escenario viñedos

Se realizó el muestreo de agua subterránea en dos pozos diferentes de la zona de quintas; el primero a una profundidad de -8,5 m y el segundo a -15,0 m de profundidad; ambos puntos de muestreo se encuentran a una distancia aproximada de 200 m de la costa del Río de la Plata. Las muestras fueron analizadas en relación a la concentración de DBO_5 , DQO y metales pesados: arsénico total, cadmio, plomo, cromo total, cromo VI, cromo III y mercurio total, según se muestra en la Tabla 3.

Los valores obtenidos dan cuenta de concentraciones de arsénico total por encima de los valores máximos para la calificación de agua potable según el Código Alimentario Argentino (2010). Las concentraciones de Pb se encuentran muy cercanas, en ambos casos, al límite para la misma definición. Los valores de concentración de Hg no permiten asegurar que se encuentran debajo de la norma. Mientras que las concentraciones de los restantes elementos están por debajo de los límites para la definición de agua potable.

Se utilizó una muestra de vino (de la costa de la cosecha 2010) para realizar las determinaciones analíticas de plomo, cadmio, arsénico y cinc. Las muestras presentan concentraciones de cobre, plomo y cadmio inferiores a los límites máximos permitidos por el INV. Se verificó la ausencia de arsénico y la concentración de cinc resulta ser menor que el máximo permitido por el Código Alimentario Argentino (2010) para agua potable.

Tabla 3. Comparativo de los puntos de muestreo con los requisitos del Código Alimentario Argentino para agua potable.

Determinación	Pozo 1 Profundidad: (-8,5 m)	Pozo 2 Profundidad: (-15 m)	Concentraciones para agua potable*
	en mg/L		
DBO ₅	7,0	17	Estos parámetros no se legislan para agua de consumo
DQO	70	120	
Arsénico	0,022	0,011	<0,01
Cadmio	<0,003	<0,003	<0,005
Plomo	0,046	0,045	<0,05
Cromo total	<0,02	<0,02	<0,05
Cromo VI	<0,02	<0,02	No legislado
Cromo III	<0,02	<0,02	No legislado
Mercurio total	<0,002	<0,002	<0,001

*Fuente: Código Alimentario Argentino; Art. 982 (2010).

Tabla 4. Concentración de metales pesados en vino.

Parámetro	Límite	Resultado
Cobre	1 mg L ⁻¹	0,72 mg L ⁻¹
Plomo	0,20 mg L ⁻¹	0,08 mg L ⁻¹
Cadmio	0,01 mg L ⁻¹	< 0,01 mg L ⁻¹
Arsénico*	0,01 mg L ⁻¹	< 0,01 mg L ⁻¹
Cinc*	5 mg L ⁻¹	3,38 mg L ⁻¹

*Concentración máxima permitida para agua potable. Fuente: Código Alimentario Argentino. Art. 982 (2010).

DISCUSIÓN

Las fuentes de aguas residuales que contribuyen a la contaminación del arroyo Sarandí son diversas encontrándose: Vertidos domésticos, vertidos furtivos de aguas residuales industriales y escorrentías agrícolas y pluviales. Es importante destacar que si bien es interesante analizar la calidad de las aguas en la desembocadura del arroyo este sector ha sido, hasta el momento, inaccesible al tránsito por tierra.

Los resultados de esta indagación han permitido determinar algunas de las características ambientales del arroyo Sarandí en el tramo estudiado, entre los que se encuentran los siguientes:

- a. Los valores de pH muestran una distribución homogénea a lo largo del curso a cielo abierto en todas las campañas realizadas. Este parámetro oscila en el rango de 6,4 a 7,8, encontrándose dentro de lo requerido en Res 42/06 de Autoridad del Agua.
- b. La conductividad permite estimar la concentración de sales disueltas en el agua; es decir, en aguas más contaminadas es mayor la concentración de sales disueltas, aumentando la conductividad. Las Fig. 7, 8 y 9 muestran valores de conductividad altos, comparados con cursos de agua sin contaminar.
- c. La DBO es una medida de la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación de la materia orgánica presente. En el presente trabajo es un indicador importante de la contaminación con aguas residuales de origen doméstico e industrial. Los niveles medidos de DBO superan los recomendados para el uso del agua para uso recreativo establecidos por Res. 42/2006 ($DBO < 10 \text{ mg L}^{-1}$).
- d. El incremento de la diferencia entre DQO y DBO_5 en la tercera campaña respecto de las restantes pone en evidencia un mayor aporte de contaminantes inorgánicos en el curso del arroyo en los puntos 1 y 2 (Fig. 7 y Fig. 8).
- e. Los valores obtenidos de concentración de sulfuros atentan sobre la conservación de la vida acuática y brindan un olor desagradable. El máximo valor encontrado ha sido de 44 mg L^{-1} en el punto de muestreo donde el arroyo deja de estar entubado, superando ampliamente los valores establecidos por la Res 42/2006, tanto para uso recreativo como para agua potable.
- f. La concentración de fenoles encontrada en todas las muestras analizadas superan ampliamente el valor de $0,001 \text{ mg L}^{-1}$, que es el nivel guía recomendados por Decreto Reglamentario 831/93 (Tabla 2, Protección de la vida acuática, de la Ley Nacional 24.051). La presencia de estos compuestos confieren sabor y olor desagradable a las aguas del arroyo.

- g. Los valores por encima de los niveles de referencia establecidos por la Res 42/2006 tanto para uso recreativo como para agua potable de Pb, Cd, Cr y Hg hallados en las diferentes campañas pone en evidencia aportes de origen industrial al cuerpo de agua superficial, con el consiguiente riesgo para la salud de la población circundante.
- h. En la sexta campaña se pudo verificar el incremento de concentración de algunos analitos, particularmente Ni y Zn, entre los puntos de muestreo 1 y 2. Respecto del Ni la concentración aumentó de 0,122 mg L⁻¹ a 0,61 mg L⁻¹; mientras que el Zn se incrementó de 0,25 a 0,65 mg L⁻¹. Este es un indicio de eventuales vuelcos de origen industrial relacionado con la metalurgia realizados en el mencionado tramo del arroyo.
- i. Todos los microorganismos encontrados en estos muestreos son propios de ecosistemas que presentan un grado sapróbico (contaminación orgánica) que podría variar entre metasapróbico o isosapróbico (ambos son de los que mayor carga orgánica tienen dentro del sistema saprobio). La importancia de la determinación del grado sapróbico radica en que es un indicador de valores significativos de DBO₅. Los ciliados constituyen uno de los grupos más utilizados para el diagnóstico de la calidad de agua en ambientes acuáticos, principalmente de los lóticos (hábitat acuático de aguas corrientes como riachuelos desprovistos de vegetación acuática emergente; Zaleski-Claps *et al.* 2000). Estos organismos muestran sensibilidad y/o adaptabilidad a ciertos cambios del ambiente vinculados a la introducción de materia orgánica.
- j. Los protozoarios indicadores de contaminación también han estado presentes como aquellas especies que se desarrollan en concentraciones bajas de oxígeno; así la presencia de *Metopus es*, *Paramecium caudatum* y *Vorticella microstoma* (Zaleski- Claps 1999); estas especies se alimentan de bacterias como la *Vorticella*. La presencia de escasa diversidad poblacional y bajas concentraciones es típica de los ambientes extremos, ya que son en general bastante sensibles y selectivos. El principal bioindicador acá sería *Metopus es*. Se ha analizado la fauna de ciliados presente en sedimentos y cuerpos de agua filtrada durante el período Julio-Agosto (2010). Durante la investigación y de acuerdo a las especies registradas categorizadas en el sistema del saprobio el arroyo mostró condiciones entre mesosapróbicas y sapróbicas (elevada concentración de materia orgánica, gran número de bacterias presentes y posible déficit de oxígeno) que indican un grado de vulnerabilidad importante frente a posibles ingresos de materia orgánica al sistema (Zaleski-Claps 2000). La mayoría de las especies presentes son bacteriófagas, ya que la elevada concentración de bacterias provoca su predominio

frente a los que presentan otro tipo de alimentación. El arroyo presentó en la mayoría de las ocasiones de muestreo un grado de deterioro mayor ya que se hallaron varias especies indicadoras de condiciones polisapróbicas.

- k. Las concentraciones de As total en las muestras de agua de pozo del sector de quintas costeras se encuentran por encima de los valores máximos para la calificación de agua potable según el CAA (2010). La contaminación de agua provocada por arsénio es un serio problema de salud pública de importancia a nivel mundial debido al poder carcinógeno y neurotóxico del elemento.

CONCLUSIONES

Las campañas realizadas hasta el momento sobre la calidad de las aguas, así como los monitoreos de macroflora, macrofauna acuática, plancton y bentos son muestras elocuentes del alto grado de contaminación ambiental en el que se encuentra el tramo a cielo abierto del arroyo Sarandí y el potencial riesgo que presentan para las poblaciones aledañas. Uno de los propósitos del trabajo de investigación que dio origen a este artículo fue aportar datos que contribuyan a la toma de decisiones referidas al mejoramiento del abastecimiento público de agua, la implementación de métodos alternativos de abatimiento y el desarrollo de los correspondientes programas de educación para la salud. Dichos objetivos deben complementarse con campañas de prevención que brinden información a la población con el fin de concientizar sobre los riesgos de la exposición a aguas no aptas para su consumo.

Agradecimientos

Este trabajo se desarrolla en el marco del Proyecto de Investigación homologado UTI 1097, Disposición SCyT N° 7/10, Código 25/A014.

BIBLIOGRAFÍA

- Cavallotto J.L. y Violante R.A. 2005. Geología y geomorfología del Río de la Plata. En: R.E. de Barrio, R.O. Etcheverry; M.F. Caballé, E.J. Llambías (Ed.) *Geología y Recursos Minerales de la provincia de Buenos Aires*. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. La Plata, 2005. Cap. 14: 237-254.
- Código Alimentario Argentino. 2010. Disponible en URL <www.alimentosargentinos.gob.ar/programa_calidad/marco_regulatorio/CAA/CAPITULOXII.htm> Buenos Aires.
- Instituto Nacional de Vitivinicultura. 2010. *Certificado de análisis*. BA-0001031537; 11/8/2010. Buenos Aires (Argentina).

- Frenguelli J. 1950. Rasgos generales de la morfología y la geología de la provincia de Buenos Aires. M.O.P., LEMIT, Buenos Aires, Serie II, N°33.
- Gobierno de Buenos Aires. Decreto Reglamentario 831/93 correspondiente a la Ley 24.051 sobre régimen de desechos peligrosos. Buenos Aires.
- Gobierno de Buenos Aires. 2006, Resolución 42/2006. *Calidad de aguas dulces y marinas para la protección de la biota acuática, para agua de uso recreativo en la zona de uso exclusivo del Río de la Plata y su frente marítimo y aguas dulces como fuente de agua potable*. Autoridad del Agua (A.D.A). Disponible en URL: <www.ada.gba.gov.ar/index.html> Buenos Aires.
- Malagnino E. 2010. Geoformas. En: Atlas Ambiental de Buenos Aires. Disponible en URL <www.atlasdebuenosaires.gov.ar>. Buenos Aires.
- Zaleski M. y Claps M. C. 1999. First record of some ciliates for Argentina. *Natura Neotropicalis*, 30: 77-84.
- Zaleski M., Claps M. C. y Benitez H. 2000. Utilización de los ciliados como indicadores de la calidad de agua de una laguna pampásica. *Primeras Jornadas sobre Ecología y manejo de ecosistemas acuáticos pampeanos*, Junín (Argentina) 1: 87-95.
- Zaleski M. y Claps, M. C. 2000. *Ciliados indicadores de la calidad de agua de la laguna San Miguel del Monte (Buenos Aires)*. *Diversidad y ambiente*, 1: 45-51. Universidad Nacional de La Plata (Argentina).

PARÁMETROS EDÁFICOS, HIDROLÓGICOS Y DE CULTIVO EN CUENCAS DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA DE CÓRDOBA (ARGENTINA) PARTE II: COMPARACIÓN DE SISTEMAS DE MANEJO DEL SUELO

C.I. Vettorello, G.F. Esmoriz, RL. Luque y R. Sereno

Facultad de Ciencias Agropecuarias, U.N.C. Valparaíso s/n . CC 508 Capital. Córdoba 5000 (Argentina).

E-mails: <cvettorel@agro.unc.edu.ar>; <gesmoriz@agro.unc.edu.ar>; <riluque@agro.unc.edu.ar>

Resumen: Las condiciones climáticas y edáficas determinan, junto con el manejo del cultivo, los niveles de producción. En las zonas semiáridas la disponibilidad hídrica es limitante, obligando a realizar prácticas de cultivo que permitan atenuar los efectos de dicha limitación. La siembra directa por la cobertura de rastrojos que deja es considerada una práctica conservacionista. Este trabajo se llevó a cabo en dos microcuencas ubicadas en la región semiárida central de la provincia de Córdoba (Argentina): Una de 18,4 ha sistematizada y con siembra directa y otra de 9,3 ha no sistematizada y con labranza convencional. El suelo de ambas microcuencas corresponde a *Haplustol típico* con una pendiente entre 0,8 y 1,2 %. Los parámetros edáficos medidos fueron textura, profundidad de horizontes, densidad aparente, rastrojo superficial, estabilidad estructural, carbono orgánico total y sus fracciones, pH, N total y capacidad de intercambio catiónico. A nivel hidrológico se determinó sequía edáfica, el contenido de agua edáfica hasta -2,80 m, el porcentaje de variación de almacenaje, agua útil, infiltración y escurrimiento. Finalmente el cultivo de soja se analizó en tres campañas agrícolas, determinándose la exploración radical, consumo de agua, índice de área foliar, biomasa total y rendimiento. Los resultados indicaron que a nivel edáfico el sistema conservacionista manifiesta mejores condiciones a nivel superficial. Hidrológicamente se obtuvo mayor infiltración, movimiento de agua en profundidad y recargas del perfil particularmente en años con deficiencias hídricas severas. Las variables anteriores determinaron la producción del cultivo de soja, la cual fue mayor en el sistema conservacionista como consecuencia del mejor estado edáfico superficial, la mayor infiltración y la mayor exploración radical. Asimismo, ambas microcuencas mostraron variación espacial de los parámetros medidos relacionados con la posición topográfica.

Palabras clave: Tipos de labranza, balance hídrico, soja.

Soil, hydrological and crop parameters in agricultural microwatersheds of the Semiarid Region of Córdoba, Argentina

Part II: Comparison of soil management systems

Abstract: The climatic and soil conditions determine, in conjunction with crop management, production levels. In semiarid areas, water availability is limiting, by forcing farming practices that allow to attenuate the effects of this limitation. Sowing under stubble or direct sowing, by leaving crop residues, is considered a conservation practice. This work was carried out in two watersheds located in the semiarid central region of the province of Córdoba, one of 18.4 ha, systematic and direct sowing and another of 9.3 ha, no systematic and conventional tillage. The soil of both watershed typical Haplustol corresponds to a slope between 0.8 and 1.2 %. Soil parameters were measured texture, depth horizons, bulk density, surface stubble, structural stability, total organic carbon and its fractions, pH, total nitrogen and cation exchange capacity. Hydrological parameters was determined drought stress, soil water content to -2.80 m, the percentage change in storage, available water, infiltration and runoff. Finally, the soybean crop was analyzed in three agricultural campaigns, determining radical exploration, water consumption, leaf area index, total biomass and yield. The results indicate that the direct sowing shows better soil conservation at the surface. Hydrologically, it provides less runoff, more infiltration, water movement in depth and recharge of the profile, particularly in years of severe water deficiency, showing spatial variation in both watersheds, in relation to topographic conditions. The above variables determined the production of soybeans, which remained stable in the conservation system as a result of better soil surface state, greater infiltration and a greater radical exploration.

Key words: tillage, water balance, soybean.

INTRODUCCIÓN

El suelo es el recurso básico indispensable para la producción agrícola. La calidad del mismo (considerando las condiciones físicas, químicas y biológicas) influye directamente en los rendimientos de los cultivos. Cuando se producen alteraciones desfavorables de las características mencionadas debidas al uso y manejo no adecuado del recurso se provoca su degradación. Para que los sistemas de producción sean sostenible y productivos a largo plazo es necesario el manejo de los recursos de modo de asegurar que exista una disponibilidad suficiente para el crecimiento vegetal y lograr que los excesos no contribuyan a la erosión y degradación del suelo (Fillery y Gregory, 1991).

Diversos autores han estudiado las diferencias entre la labranza convencional y la siembra directa considerando las ventajas de esta última (Dardanelli *et al.*, 1991; Weir, 2001) para captar el agua de lluvia, favorecer el desarrollo o expansión del sistema radical y disminuir el escurrimiento superficial (Steiner 1995; Marelli 1998; Swete Kelly y Gómez 1998; Weir 2001).

Las condiciones climáticas y edáficas determinan, junto con el manejo del cultivo, los niveles de producción. De esta forma aquellas condiciones que permitan un buen desarrollo del cultivo favorecerán la obtención de rendimientos conforme a la disponibilidad de recursos. En las zonas semiáridas la disponibilidad hídrica es limitante, obligando a realizar prácticas de cultivo que permitan atenuar los efectos de dicha limitación. De las posibles pérdidas de agua del suelo la transpiración del cultivo es la única considerada productiva. En efecto, la producción de materia seca es proporcional a la transpiración, mientras que las otras pérdidas disminuyen la eficiencia agronómica en el uso del agua. Consecuentemente los efectos de las deficiencias hídricas pueden atenuarse utilizando prácticas de manejo que permitan acumular más agua en el suelo y reducir las pérdidas de agua improductivas. Estos conceptos de ingresos, pérdidas y balance de agua se han utilizado para evaluar el impacto de distintas prácticas de manejo.

La región central de la provincia de Córdoba (República Argentina), posee condiciones edafoclimáticas propicias para que la práctica de siembra directa produzca, a través de un incremento en el consumo del agua, un impacto sobre la producción de cultivos. Algunas de dichas condiciones son régimen de precipitaciones semiárido con una importante variabilidad interanual y suelos con altos porcentajes de limo (Dardanelli, 1998) y bajos contenidos de materia orgánica edáfico (M.O.S.).

La producción predominante del cultivo de soja en la zona (especialmente en los primeros estados de desarrollo del cultivo) deja al suelo muy expuesto a la acción de las lluvias de fin de primavera y comienzos de verano. La siembra directa por la cobertura de rastrojos que deja es una práctica conservacionista durante los períodos de barbecho y cultivo que permite un mejor uso del agua.

Estos antecedentes permiten plantear la *hipótesis* que dentro de la región semiárida central de la provincia de Córdoba existen parámetros que presentan variaciones ante sistemas de manejo del suelo, en especial el manejo del agua y la calidad del suelo bajo monocultivo de soja, aspectos que se manifiestan particularmente en períodos de menores precipitaciones.

El **objetivo** establecido para comprobar la hipótesis, por consiguiente, fue comparar los efectos producidos por sistemas de manejo del suelo contrastante, sobre parámetros edáficos, el almacenamiento de agua y la producción del cultivo de soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

El clima corresponde al semiárido mesotermal, con 760 mm anuales de precipitaciones y distribución monzónica. Las microcuencas en estudio se encuentran ubicadas en la zona central de la provincia de Córdoba (Argentina), a 25 km al sur de la ciudad homónima. La temperatura media anual es de 17,2 °C, la del mes más cálido 24,2 °C y la del mes más frío 10,4° C.

Tienen una pendiente en sentido Oeste - Este y están delimitadas mediante la construcción de bordos (Fig. 1). Las dos microcuencas se detallan a continuación:

NOSIST: Microcuenca de 9,3 ha no sistematizada. En la misma se realiza desde la campaña 1989-1990 monocultivo de soja con labranza convencional (LC) en sentido perpendicular a la pendiente (Apezteguía *et al.*; 1997; Aoki 2002). La secuencia de labranzas comúnmente es: Rastra de doble acción, arado de cincel y doble acción con rastra de dientes como último trabajo antes de la siembra.

SIST: Microcuenca de 18,4 ha. Esta microcuenca se encuentra sistematizada desde hace 20 años, con 11 terrazas paralelas con desagüe de 10 m de ancho y de una altura de 0,50 m, aproximadamente, y con un espaciamiento horizontal (pañño) de 49 metros, los cuales son repetidos en forma paralela a un intervalo regular (Fig. 1). En la misma se realizó rotación maíz-soja hasta el año 1999, a partir del cual se efectuó monocultivo de soja. A su vez, desde la campaña 96-97 se trabaja en suelo con sistema de siembra directa (SD), considerándose a esta microcuenca como conservacionista.

En la Fig. 2 se muestra una vista aérea de las microcuencas en estudio.

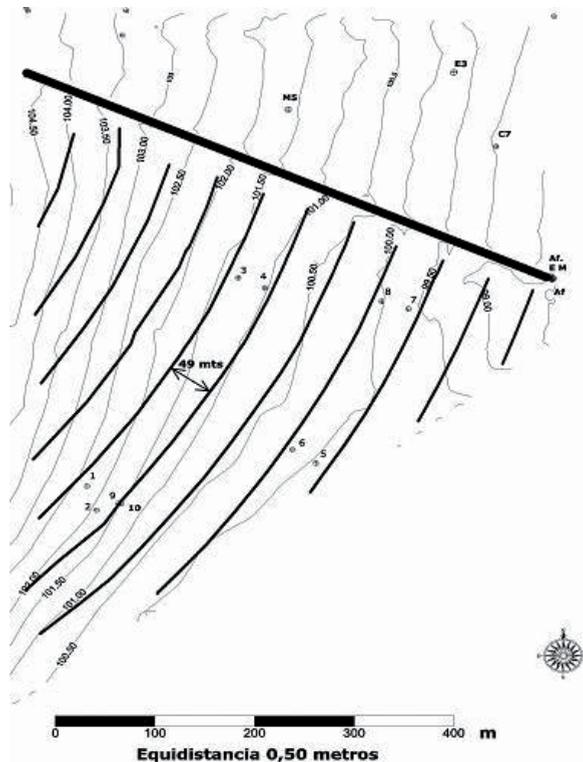


Figura 1. Mapa topográfico de las microcuencas en estudio, los sitios de ensayo y las dimensiones de las terrazas paralelas de desagüe (Córdoba, Argentina).

En las microcuencas se seleccionaron los sitios de ensayo definidos de la siguiente manera:

NOSIST: Los criterios de selección de sitios de ensayo (C7, E3 y M5) fueron descriptos en la Parte I: Labranza convencional (capítulo del mismo nombre que el presente). Cabe recordar que los mismos representan áreas con diferentes contenidos hídricos, correspondiendo a zonas húmedas (C7), zonas intermedias (M5) y zonas secas (E3).

SIST: Al estar sistematizada (con terrazas paralelas de desagüe) se dividió en sectores de acuerdo a la velocidad de escurrimiento del agua superficial dado por el nivel de pendiente. Para ello se consideró la zona de mayor y menor pendiente correspondiendo a valores de 1,8 y 0,8% respectivamente. Dentro de cada zona se eligió la terraza más representativa. Posteriormente bajo el supuesto que el funcionamiento de las terrazas provoca menor contenido hídrico al inicio del paño y lo opuesto a la salida del paño (antes de desaguar en el canal) se seleccionaron cuatro sitios en cada una; dos de ellos al inicio y dos al final. Adicionalmente se tomaron dos sitios en el bordo de la terraza, siendo éstos representativos del área modificada antrópicamente para su construcción. Quedaron así, finalmente, diez sitios de ensayo, clasificados del 1 al 10 (Fig. 1).

Los parámetros determinados y estimados durante el estudio se describen a continuación.

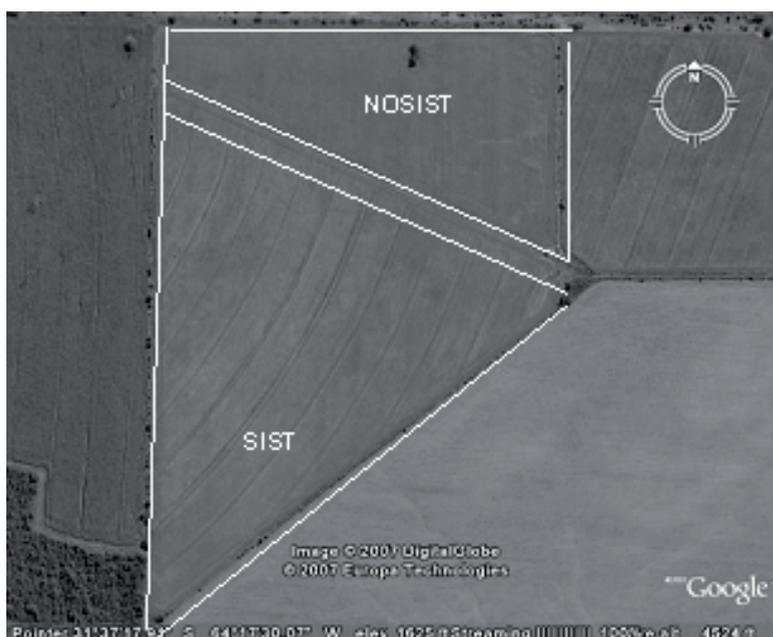


Figura 2. Vista panorámica de las microcuencas en estudio (Córdoba, Argentina).

PARÁMETROS EDÁFICOS

- **Espesor de horizonte superficial (A_p) y comienzo del horizonte cálcico (C_k):** Mediante un barreno de presión.
- **Porcentajes de arena, limo (50 μm), limo (20 μm) y arcilla por el método de la pipeta** (Gree y Bauder, 1994).
- **Densidad aparente (Dap) superficial:** Según lo describe Blake y Hartage (1986). Se tomaron muestras a 0-10 cm de profundidad.
- **Rastrojo superficial:** Se utilizó el método de la transecta de 10 m con nudos cada 10 cm, para determinar el porcentaje de cobertura en dos momentos: Antes de las labranzas en NOSIST y luego de la siembra.
- **Estabilidad estructural (IE):** Se utilizó la técnica propuesta por Hénin *et al.* (1972) debido a que, por un lado, se basa en el fenómeno del estallido lo cual le confiere mayor sensibilidad; además, utiliza pretratamientos que permiten obtener información sobre la cohesión de los agregados (alcohol), la presencia de macroporos (agua y benceno) como también el tenor, calidad y distribución de la materia orgánica (agua y benceno según Orellana y Pilatti, 1994) La técnica utilizada mide el índice de inestabilidad (IE), el cual indica que cuando mayor es el índice mayor es la inestabilidad estructural. Los rangos utilizados son: Muy estable <0,5; Estable: 0,5 a 1,3; Poco estable: 1,3 a 1,7; Inestable: 1,7 a 2,0; Muy inestable: >2,0.
- **Contenido de carbono orgánico total edáfico (COT):** Por el método de Walkley y Black (1934); titulación del dicromato no reducido en la reacción, con sulfato ferroso amónico 0,5 N (Nelson y Sommers, 1982). Se tomaron muestras compuestas a dos profundidades: 0-5 cm y 0-15 cm.
- **Carbono de las sustancias húmicas extraíbles (SHE), ácidos fúlvicos (AF) y ácidos húmicos (AH):** El carbono de sustancias húmicas y ácidos fúlvicos y húmicos se determinó mediante la técnica propuesta por Sims y Haby (1971) estimando luego, por diferencia entre la suma de los anteriores y el carbono orgánico total (COT), el C en los ácidos húmicos. Los porcentajes se expresan en relación con el COT edáfico.
- **Nitrógeno total (Nt):** Se determinó mediante Kjeldahl.
- **pH:** Por potenciometría con electrodo de vidrio combinado *ORION* 9165BN, que emplea como referencia un electrodo de Ag-AgCl en una suspensión suelo:agua 1:2,5.

Para obtener valores de referencia de densidad aparente, estabilidad estructural, pH, carbono orgánico total, sustancias húmicas, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, se tomaron muestras en un sitio sin perturbar (bosque nativo) cercano a los sitios de ensayo.

AGUA EDÁFICA Y BALANCE HÍDRICO

- **Parámetros meteorológicos:** se tomaron en una estación automática instalada en la microcuenca NOSIST (Fig. 1) donde se registraron los datos de temperatura, precipitación, viento, humedad relativa y presión atmosférica. Los datos diarios de heliofanía para estimar radiación solar se obtuvieron del Observatorio Meteorológico de Córdoba (Argentina).
- **Sequía edáfica:** Se estimó el índice de sequía (Ravelo 1990) el cual se basa en el Índice de Sequía de Palmer (Palmer, 1965) y su posterior modificación a índice de humedad (Palmer, 1968). Se considera comienzo del período de sequía cuando el valor del índice desciende a -1,0 y la sequía finaliza cuando supera el nivel de -0,5.
- **Infiltración:** La Conductividad hidráulica se determinó utilizando infiltrómetros de disco a tensión. El mismo se utiliza aplicando agua con presiones menores o iguales a la presión atmosférica (Perroux y White, 1988).
- **Escurrimiento:** El escurrimiento en NOSIST se midió con un limnógrafo que registra a intervalos variables, dependiendo del gradiente de altura del escurrimiento, con un intervalo mínimo de 5 min (Luque *et al.*, 1996). En SIST se utilizó un sensor de ultrasonido. Ambos instrumentos se encuentran ubicados en los aforadores situados a la salida de cada microcuenca (Fig. 1.)
- **Agua edáfica total:** Se realizó un seguimiento periódico de la humedad del suelo hasta una profundidad de -2,80 m con intervalos de 0,15 m, en el estrato 0-0,30 m y de 0,20 m en el estrato 0,30-2,80 m.
- **Agua útil:** Se determinó por la diferencia entre el contenido total de agua menos el límite inferior (contenido de humedad a punto de marchitez permanente) el cual se determinó por el método de olla a presión de Richards.
- **Porcentaje de variación de almacenaje de agua (VAP):** Se estimó como porcentaje de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$\text{VAP (\%)} = (\text{agua final (mm)} - \text{agua inicial (mm)}) / \text{precipitaciones (mm)} * 100$$

El agua inicial y final del período analizado se determinó como lámina total hasta los -2,80 m, mientras que las precipitaciones (PP) correspondieron a la suma de milímetros de agua caída registrados durante el período considerado.

Período de medición de agua del suelo

La condición hídrica del suelo se evaluó en el período Diciembre de 2000 hasta Junio de 2003; se realizaron en total 45 mediciones. Dicho período abarcó tres campañas agrícolas, las cuales comprendieron desde Mayo de un año a Abril del año siguiente. Las mismas fueron: Campaña 1: 2000-01 con 11 mediciones Campaña 2: 2001-02 con 19 mediciones; y Campaña

3: 2002-03 con 15 mediciones. Para evaluar las variaciones en el contenido hídrico del suelo las dos últimas campañas (2001-02 y 2002-03) se dividieron en dos etapas. La primera etapa (I) comprendió al barbecho; es decir, el período sin cultivo en las campañas 2001-02 y 2002-03; mientras que la segunda (II) comprendió el ciclo del cultivo de las tres campañas (en 2002-03 la etapa se extendió hasta post-cosecha).

PARÁMETROS DE CULTIVO

- **Cultivo:** En ambas microcuencas se sembró una variedad de soja (*Glycine max* (L) Merrill) del grupo VI a una distancia entre surcos de 0.52 m. La fecha de siembra fue Diciembre para la primera y última campaña, siendo Noviembre para la campaña 2001-02. En los tres casos la cosecha se realizó a fines de Abril. Se midieron los estadios fenológicos y fenométricos a la clasificación propuesta por Fehrr y Caviness (1977). La densidad de siembra fue entre 20 y 30 plantas por metro cuadrado. Al cosechar se determinaron biomasa total (BT) y rendimiento, con dos repeticiones de 1 m² cada una (secadas en estufa a 60 °C hasta peso constante). Se determinó, además de lo señalado, el Índice de área foliar (IAF). Dichas mediciones coincidieron con determinaciones de agua del suelo.
- **Evapotranspiración real (ETR):** Se estimó a partir de la fórmula indicada por Dardanelli *et al.* (2004).
- **Exploración radical:** Se definió como aquella profundidad donde la variación de agua entre fechas consecutivas superó una lámina de 1 mm (por cada 20 cm de espesor de suelo). Se analizó en la etapa reproductiva cuando el cultivo logra la máxima exploración radical.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el análisis estadístico se utilizó estadística descriptiva, análisis de la varianza y diferencia de medias de Duncan, con un grado de significancia del 5 % mediante el programa *InfoStat* (2004). Por otra parte, para evaluar la interacción entre parámetros se utilizó estadística multivariada con Análisis de Conglomerados y Componentes Principales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

PARÁMETROS EDÁFICOS

Los parámetros edáficos que no manifestaron diferencias significativas ante manejos contrastantes de suelo se muestran a nivel descriptivo en la Tabla 1.

El rango de variación manifestado por los dos primeros parámetros estuvo relacionado con la posición topográfica de los sitios de ensayo, siendo más profundos aquellos donde el contenido hídrico fue mayor. Los valores de limo obtenidos (cerca al 70 %) coinciden con los determinados para los suelos de la región (Gorgas y Tassile, 2002). Ello estaría indicando susceptibilidad a la erosión, tanto hídrica como eólica. Por otra parte tampoco se obtuvieron diferencias significativas de la CIC y el Nt entre microcuencas. Urricariet y Lavado (1999) en *Argiudoles típicos* de Pergamino y Rojas no encontraron diferencias significativas de la CIC.

A continuación se analizan los parámetros que manifestaron diferencias significativas.

Tabla 1. Parámetros edáficos determinados (no presentaron diferencias significativas entre microcuencas; $p < 0,05$).

PARÁMETRO	NOSIST	SIST
Variación espesor horizonte Ap	Entre 18-26 cm	Entre 19-34 cm
Profundidad horizonte Ck	66-118 cm	60-146 cm
Textura	Francolimoso (68 % limo)	Francolimoso (70 % limo)
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)	33 cmol kg ⁻¹	31 cmol kg ⁻¹
Nitrógeno total (Nt)	1,35 mg N g ⁻¹	0,110 mg N g ⁻¹

1. Densidad aparente

Los valores de densidad aparente (Dap) obtenidos para la profundidad de 0 a 0,10 m se presentan en la Tabla 2.

Se puede observar que se presentaron diferencias significativas entre microcuencas para las dos primeras campañas. La menor Dap en SIST la primera fecha de medición podría deberse al cultivo antecesor (maíz). En las fechas siguientes, la Dap manifestó mayores valores en SIST, donde el cultivo antecesor fue soja desde el año 2000. Díaz Zorita (1996) encontró en *Haplustoles típicos* que los valores de Dap fueron mayores bajo sistemas de siembra directa respecto de labranza convencional. Bricchi *et al.* (2004) obtuvieron valores de 1,27 y 1,35 g cm⁻³ en un *Hapludol* típico para sistemas de LC y SD respectivamente. La compactación superficial en SD estaría relacionada con el tránsito de maquinaria y la no remoción del suelo (Chagas *et al.*, 1994; Martino, 1998; Tebrügge & Düring, 1999).

Tabla 2. Densidad aparente (g cm^{-3}) promedio de NOSIST y SIST para diferentes fechas de medición. Letras diferentes indican diferencia significativa entre tratamientos ($p < 0,05$) para una misma fecha de medición.

FECHA	NOSIST	SIST
26/06/01	1,25 b	1,13 a
16/12/03	1,21 a	1,36 b
28/05/04	1,26 b	1,36 b

2. Rastrojo superficial

Los porcentajes de rastrojo superficial encontrados en las microcuencas antes de la remoción de suelo en NOSIST presentaron diferencias. Cabe recordar que SIST es manejada con SD. En la primera campaña en NOSIST se midió 85 % de rastrojo de soja superficial, mientras que en SIST presentó un porcentaje de rastrojo de maíz del 97 %. En la campaña siguiente el porcentaje de cobertura con rastrojo de soja fue de 84 y 86 % para NOSIST y SIST respectivamente, no habiendo diferencias significativas. Por último, la tercera campaña presentó (siempre antes de las labranzas) 61 % en NOSIST y 83 % en SIST de cobertura, encontrándose diferencias significativas entre microcuencas.

Al momento de la siembra la microcuenca NOSIST presentó valores inferiores de cobertura, ya que por acción de las labranzas el contenido de rastrojo superficial escasamente superó el 5 % en las campañas analizadas. Nuñez-Vázquez *et al.* (1996) mostraron un porcentaje de cobertura de soja después de las labores del 2 % para labranza convencional y 53 % para labranza mínima. Los valores obtenidos en SIST, en cambio, podrían ser considerados adecuados para la prevención de los procesos erosivos, eficiencia en la acumulación de agua y menor impacto de las gotas de lluvia, dado que fueron superiores al 85 %. Aún así se manifestó una tendencia a la disminución en el contenido del mismo a lo largo de las campañas analizadas debido al monocultivo de soja.

3. Estabilidad estructural

El índice de inestabilidad estructural (IE) determinado en el presente ensayo indica que la inestabilidad es mayor cuando aumenta el índice o, lo que es lo mismo, la estabilidad estructural es mayor cuanto menor es IE. Los valores de índice de inestabilidad estructural promedio obtenidos de los sitios de ensayo de cada microcuenca y el bosque nativo tomado como referencia, se muestran en la Tabla 3.

Se puede observar que los agregados son muy inestables en NOSIST, mientras que en SIST, en general, son estables. Chagas *et al.* (1994) y Ferreras *et al.* (2000) obtuvieron diferencias en la estabilidad estructural entre sistemas de labranza convencional y conservacionistas a favor de estos últimos. De Orellana y Pilatti (1994) hacen referencia a la estabilidad estructural (EE) como una variable indicadora relacionada con la resistencia a la degradación. La EE provee protección ante los factores erosivos (especialmente el impacto de las gotas de lluvia) lo que se manifiesta con menores volúmenes de escurrimiento. Rasmussen (1999) señaló que se necesita una elevada EE, la cual se encuentra generalmente cuando se utilizan labranzas conservacionistas para favorecer una germinación homogénea.

Tabla 3. Clasificación de estabilidad de agregados e índice de inestabilidad (IE) según Henin para los tres sitios de ensayo (Bosque nativo, SIST y NOSIST). Letras diferentes indican diferencia significativa entre tratamientos ($p < 0,05$).

Tratamiento	Bosque Nativo	SIST	NOSIST
Estabilidad estructural	Muy estable	Estable	Muy inestable
Índice de inestabilidad	0,301	0,763	2,535

4. Carbono Orgánico Total (COT)

Si bien este parámetro no presentó diferencias significativas entre las microcuencas se describe a continuación, ya que su evolución temporal sí manifestó diferencias. Bricchi *et al.* (2002) en suelos *Haplustoles énticos*, tampoco encontraron diferencias significativas entre el COT de SD y LC. Alvarez *et al.* (1998) encontraron que la introducción de la SD durante 4 años no produjo cambio significativo en la cantidad de COT.

El COT al inicio de las mediciones fue de 1,55 y 1,52 % en NOSIST y SIST, respectivamente, para la profundidad de 0-15 cm, llegando a valores de 0,99 y 1,16 % al finalizar el ciclo de ensayo; es decir, la disminución temporal del COT fue de 37 % en NOSIST y 24 % en SIST.

Para la misma profundidad se encontraron diferencias significativas entre los sistemas de labranza y el bosque nativo (tomado como referencia en este estudio), el cual manifestó valores de 1,68 % de COT. Sanzano *et al.* (2005) en suelos *Haplustoles típicos* encontraron reducciones del 25 % para SD y 34 % para LC respecto al COT en el monte prístino. En este estudio las reducciones de COT para los diferentes sistemas de labranza variaron entre 32 y 41% respecto de la situación natural (bosque nativo).

Bajo otro punto de vista se observó un grado de estratificación del COT en profundidad, el cual depende de las propiedades del suelo y del manejo. Los datos mostraron que en SIST hubo diferencias significativas entre las pro-

fundidades (1,72 y 1,29 % COT para 0-0,05 y 0-0,15 m respectivamente), no ocurriendo lo mismo en NOSIST (1,55 y 1,31 % para las mismas profundidades), manifestando en este caso una homogeneidad en la distribución vertical del COT. Según Smith *et al.* (2000) bajo LC la incorporación del rastrojo resulta en una distribución más homogénea del COT en las capas superficiales, mientras que SD y pasturas se acumula más en superficie.

5. Fracciones del COT

Cuando se analizaron las diferentes fracciones de COT (sustancias húmicas, extraíbles ácidos fúlvicos y húmicos) se obtuvieron los resultados que se muestran en la Tabla 4.

Se observa que hubo diferencias significativas entre ácidos fúlvicos (AF) y ácidos húmicos (AH) de acuerdo al manejo del suelo en los primeros -5 cm del perfil.

Tabla 4. Sustancias húmicas (SHE), ácidos fúlvicos (AF) y ácidos húmicos (AH) para los tratamientos de BOSQUE NATIVO, SIST y NOSIST para una profundidad de 0-5 cm. Letras minúsculas distintas indican diferencias entre tratamientos ($p < 0,05$); en porcentajes sobre el COT edáfico.

Parámetro (%)	Bosque nativo	NOSIST	SIST
SHE	1,7 a	0,81 b	0,77 b
AF	0,57 a	0,44 b	0,29 c
AH	1,13 a	0,36 b	0,48 b

Bajo el sistema de labranza conservacionista (SIST) al encontrarse mayores valores de AH en los primeros centímetros se ve favorecida la estabilidad de agregados, haciéndolos menos sensibles a la erosión hídrica y eólica siendo mayor aún esta protección bajo bosque nativo (Tabla 4). La cantidad total de cada fracción de COT extraídas en el bosque nativo fueron mayores comparadas con las microcuencas. Esto coincide con lo informado por Machado y Gerzabek (1993) quienes encontraron que en el sitio forestal la cantidad de AH fue significativamente mayor en suelos con SD.

Al analizar la relación AF/AH (Fig. 3) se obtuvo en SIST menores valores respecto de NOSIST, lo que le confiere una mayor estabilidad de los agregados a nivel superficial, favoreciendo la conservación del suelo e incrementando la infiltración. Esto se debe a que la M.O.S. (que tiene una mayor proporción de ácidos húmicos respecto a ácidos fúlvicos) favorece un mayor grado de estabilidad. A su vez, los valores obtenidos en SIST están más cercanos a los encontrados en el bosque nativo.

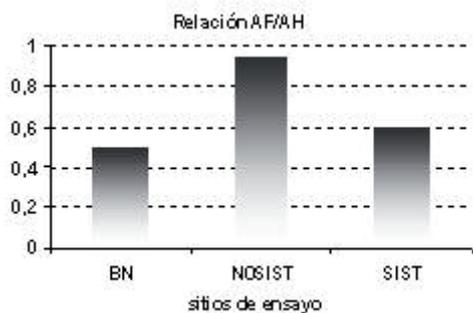


Figura 3. Relación AF/AH en las dos microcuencas evaluadas y el sitio tomado como referencia (Bosque nativo: BN)

6. pH

Los valores de pH del horizonte superficial indicaron diferencias significativas entre las microcuencas, lo cual no coincide con lo obtenido por Sanzano *et al.* (2005) en ensayos comparativos de labranzas en *Haplustoles típicos* de Tucumán (Argentina). En los sitios de la microcuenca SIST se encontró mayor acidez (5,5 a 6,2) respecto a los *Haplustoles típicos* de la región, los cuales tienen un pH entre 6,2 y 6,5.

7. Interacciones entre parámetros edáficos

El análisis de componentes principales (Fig. 4) y análisis de conglomerados (Fig. 5) realizados para las variables edáficas determinadas se muestran a continuación.

La Fig. 4 muestra una clara separación de los sitios de ensayo de las microcuencas tomando el eje uno como referencia (CP1). Quedan diferenciados los sitios de NOSIST a la derecha mientras que a la izquierda del eje se ubicaron los sitios de SIST.

En relación con las variables utilizadas se pueden agrupar de acuerdo a la cercanía entre las mismas, mostrando que varias de ellas tienen efectos similares en la explicación de la variabilidad de los datos. Por ejemplo, inestabilidad estructural (IE) y espesor del horizonte superficial (A_p), como también rastrojo superficial (rastrojo) y profundidad de aparición del horizonte cálcico (C_k). De las variables anteriores se seleccionaron la estabilidad estructural (IE) y el rastrojo, las cuales son utilizadas como indicadores de calidad de suelo y manifestaron diferencias significativas entre sistemas de labranza. Además se consideró el contenido de carbono orgánico total (COT) y la densidad aparente superficial (D_{ap}) por haber presentado mayores autovalores en los resultados de componentes principales, además de mostrar variación temporal.

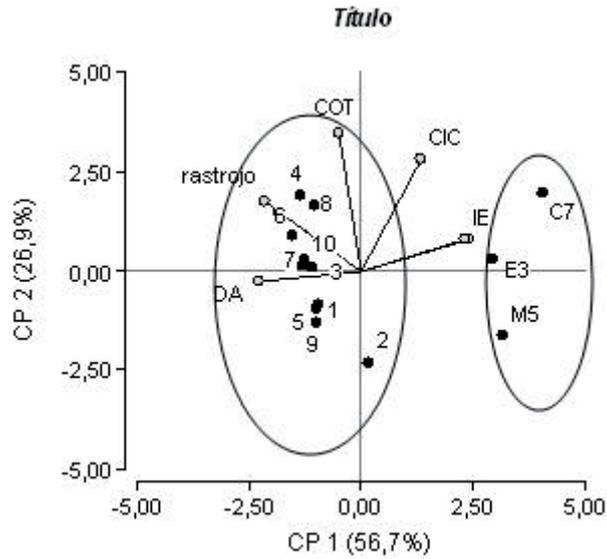


Figura 4. Biplot de componentes principales referido a variables edáficas (IE, COT, rastrajo, DA y CIC) para los 13 sitios de ensayo (NOSIST y SIST) Correlación cofenética = 0,995

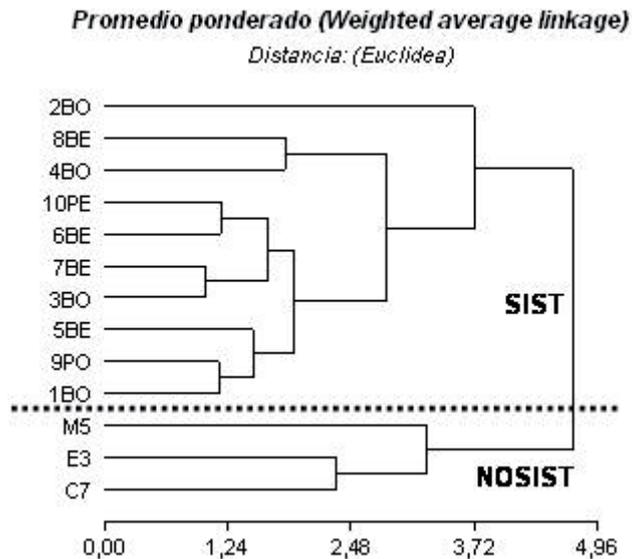


Figura 5. Agrupación de los 13 sitios de ensayo de acuerdo a las variables edáficas seleccionadas (IE, COT, rastrajo y Dap). Correlación cofenética = 0,880

Por su parte, el análisis de conglomerados muestra una clara separación de acuerdo al sistema de manejo del suelo (NOSIST y SIST). Ello podría indicar una influencia diferente de acuerdo a las labranzas y sistematización de terreno.

A nivel edáfico se podría decir, en síntesis, que la mayor estabilidad estructural y rastrojo superficial, así como la menor relación AF/AH encontrados en SIST, podrían indicar efectos positivos en la calidad del suelo (a pesar de que SIST manifestó mayores valores de Dap). En NOSIST, en cambio, la degradación superficial indicada por valores menores podría inducir a problemas de planchado del suelo y reducción en la infiltración debido al sellado superficial. Por otra parte la disminución del rastrojo superficial, así como del COT y el aumento de la Dap en SIST a lo largo de las mediciones podrían indicar una tendencia a la degradación en dicho sistema si continúa con monocultivo de soja.

AGUA DEL SUELO Y BALANCE HÍDRICO

1. Sequía edáfica

El Índice de sequía de Palmer modificado por Ravelo (1990) manifestó valores positivos desde Enero de 2000 hasta Abril de 2001, lo que abarca final de la campaña 1999-2000 y la campaña 2000-01 (Fig. 6), indicando de este modo que no hubo deficiencias de agua. La mayor parte de la campaña 2001-02 se mantuvo con valores de sequía en distintos grados (valores negativos), aumentando hacia final del ciclo (incipiente, reducida y moderada). Desde Mayo de 2002 a Enero de 2003 los valores se mantuvieron en sequía moderada, mientras que desde Febrero de 2003 el índice mostró sequía severa. La sucesión de sequías de diferente intensidad afectó el contenido de agua del suelo y el cultivo de soja, aspectos que se analizarán seguidamente.

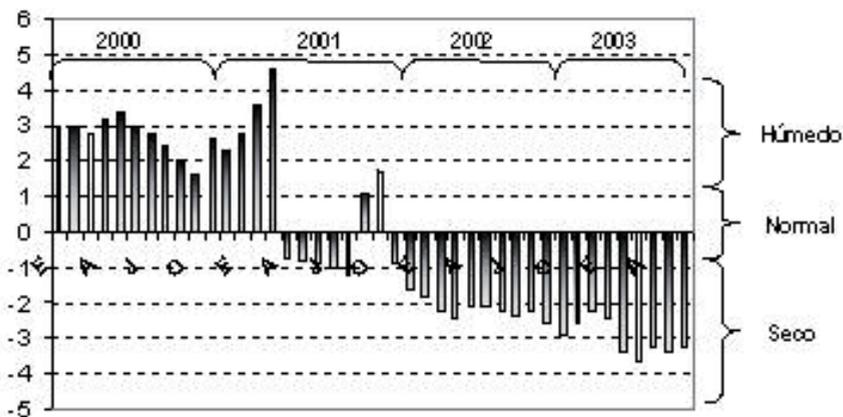


Figura 6. Índice de sequía de Palmer (mensual) para el período Enero 2000 a Mayo 2003.

2. Agua del suelo y precipitaciones

La cantidad decreciente de las precipitaciones a lo largo del período de medición indujo a un aumento sostenido del déficit hídrico. Esto se reflejó en la disminución del agua del perfil edáfico a lo largo de la etapa considerada (Fig. 7).

Se observa también en dicha Fig. 7 que en la campaña 2000-01 las precipitaciones fueron elevadas e irregularmente distribuidas, alguna de las cuales alcanzaron intensidades superiores a 25 mm h^{-1} , lo que provocó planchado del suelo en NOSIST. Asimismo en Febrero de 2001 se registró un período sin precipitaciones, estando el cultivo en pleno desarrollo (R1-R3). En la campaña siguiente (2001-02), si bien los valores de precipitación fueron menores, su variabilidad fue reducida y no se registraron períodos prolongados sin precipitación. Además se registraron menores intensidades de precipitación, no provocando planchado del suelo. Por último, la campaña 2002-03 manifestó menores valores de precipitaciones, aunque la distribución heterogénea a lo largo del ciclo tuvo características similares a la campaña 2000-2001.

Al inicio de las mediciones del agua del suelo (Diciembre 2000) el perfil hasta -2,80 m de profundidad se encontraba con valores cercanos a capacidad de campo (791 mm). Dicho contenido hídrico mostró diferencias de significativas acuerdo a la ubicación topográfica de los sitios de medición, coincidiendo éstas en NOSIST con las observadas a partir de los datos obtenidos para la zonificación realizada durante campañas anteriores (1992/99; Ateca *et al.* 2000). En SIST los sitios que presentaron el mayor valor de agua almacenada (804 mm) estuvieron ubicados al final del paño, especialmente en las terrazas de menor pendiente (sitios 4 y 8 en Fig. 1), mientras que los sitios ubicados al inicio del paño de mayor pendiente (sitios 1, 2 y 9 en Fig. 1) alcanzaron valores máximos de 722 mm. Se comprobó de este modo la diferencia en el funcionamiento hidrológico de los puntos según su ubicación dentro del micro relieve.

3. Porcentaje de variación de almacenaje de agua (VAP)

En las campañas 2001-2002 y 2002-2003 se manifestó en las dos microcuencas una importante disminución de agua del perfil (Fig. 8).

El VAP (%) entre SIST y NOSIST indicó sólo diferencias estadísticamente significativas en la campaña 2002-03, siendo más marcadas en la etapa de cultivo (Etapa II) donde SIST experimentó mayor recarga de agua edáfica, siendo diferente el comportamiento entre microcuencas.

Kachanoski y De Long (1988) y Molz y Remson (1971) indicaron que en años secos las diferencias entre los sistemas de labranza se intensifican. Por este motivo se analizó con mayor detalle la campaña 2002-03, cuando las deficiencias hídricas referidas a precipitaciones y el contenido de agua del suelo fueron las menores obtenidas de todo el período de medición. En esta campaña entonces se analizó el porcentaje de variación del almacenaje en diferentes etapas (Fig. 9), pudiéndose definir los momentos de recarga y pérdida de agua edáfica en las microcuencas. Cabe recordar que las etapas abarcaron:

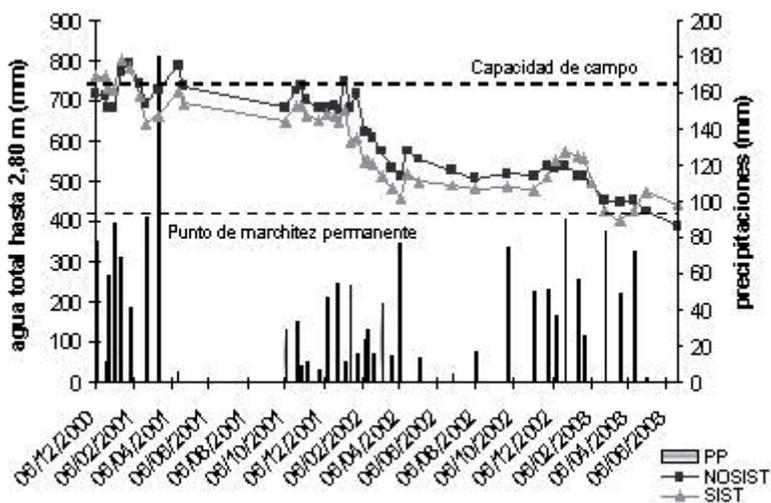


Figura 7. Contenido de agua total (mm) en el suelo (hasta los -2,80 m) promedio en NOSIST y SIST y precipitaciones (mm) diarias ocurridas entre el 06/12/2000 y el 24/06/2003. Covis no sistemático y negro sistemático.

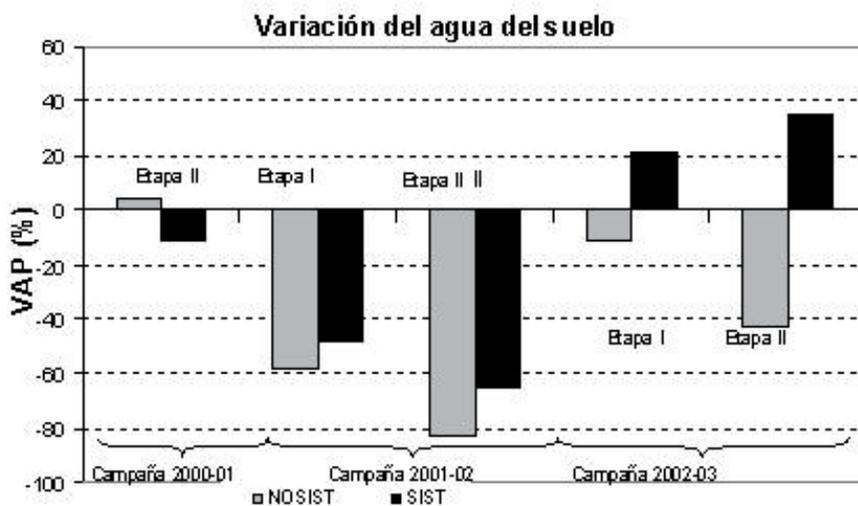


Figura 8. Variación del agua del suelo en porcentaje (VAP) para las tres campañas analizadas con sus etapas correspondientes (Etapa I: Barbecho; Etapa II: Cultivo). Gris no sistemático y negro sistemático.

-Etapa I: Barbecho 2002: Desde cosecha anterior (07/05/02) hasta 12/12/02.

-Etapa II: Ciclo del cultivo: Desde 12/12/02 hasta 24/06/03. A su vez, se subdividió en tres sub-etapas:

IIa- Siembra-V5: Desde 27/11/02 hasta 26/12/02.

IIb- Período V5-R6: Desde 26/12/02 hasta 25/03/03.

IIc- R6-post-cosecha: Desde 25/03/03 al 24/06/03.

Se puede observar en la Fig. 9 siguiente que, a excepción del período de máximo crecimiento del cultivo (Etapa IIb), SIST mostró VAP positivos y NOSIST valores negativos en todas las etapas. SIST mostró, entonces, un mejor aprovechamiento del recurso hídrico.

En efecto, SIST tuvo períodos de recarga neta (I, II a y II c) en los cuales pudo acumular agua útil en el suelo para ser aprovechada por el cultivo, en tanto que NOSIST perdió agua edáfica en todas las etapas. Este comportamiento en SIST manifestó una recuperación hídrica (Fig. 7) tras dos años donde los valores de agua almacenada estuvieron por debajo de NOSIST, lo cual es un claro indicador de la mayor capacidad de infiltración de SIST, atribuible a las mejores condiciones físicas y de cobertura discutidas anteriormente. La mayor lámina hídrica disponible le permitió un aprovechamiento del agua edáfica en la Etapa IIb, consecuencia de una mayor exploración radical.

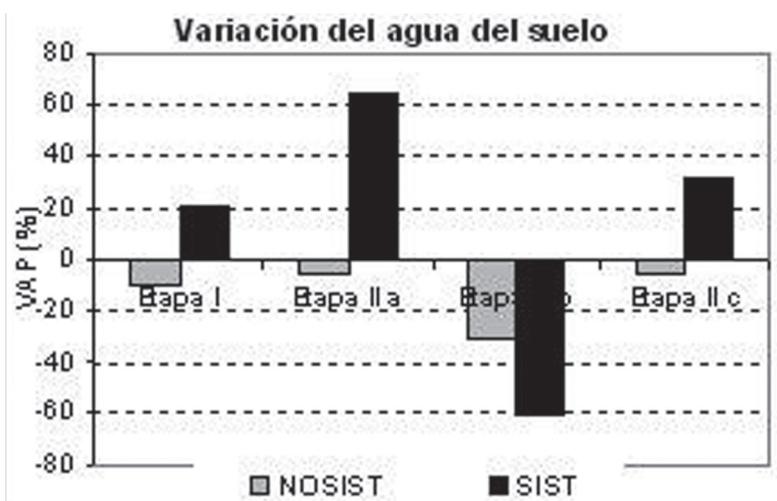


Figura 9. Porcentaje de variación de agua (%) en diferentes etapas de la campaña 2002-03. Etapa I: Barbecho. Etapa II a: Siembra-V5. Etapa II b: V5-R6. Etapa II c: R6-post cosecha. Gris no sistemático y negro sistemático.

4. Profundidad de movimiento de agua edáfica

Para evaluar el movimiento de agua dentro del perfil del suelo se seleccionaron dos sitios de ensayo que minimizaran el aporte de agua por escurrimiento interno del lote para considerar sólo el aporte de las precipitaciones. Para ello se tomaron los sitios de menor contenido de agua edáfica. Así los sitios elegidos fueron E3 para NOSIST y 1 para SIST. En la Tabla 5 se muestran (CV) el valor promedio de agua útil, desvío estándar (DE) y coeficiente de variación para el período de mediciones para la última campaña (Mayo de 2002 a Junio de 2003) en los dos sitios y a dos profundidades diferentes (0-1,50 m y 1,50-2,50 m).

El estrato superior considerado (0 – 1,50 m) el sitio 1 (SIST) tuvo mayor agua útil promedio durante toda la campaña. Aún así el CV fue similar al sitio E3 (NOSIST). En el estrato inferior (1,50 – 2,50 m) en cambio el contenido de agua útil fue menor, el CV y DE mayor en el sitio 1 (SIST). Ello indica un mayor movimiento de recarga y absorción de agua a dicha profundidad debido a que la mayor cantidad de agua a nivel superficial permitió que las raíces en el sitio 1 exploraran mayor volumen de suelo, pudiendo absorber agua de zonas más profundas.

Tabla 5. Agua útil promedio (AU), Desvío estándar (DE) y Coeficiente de Variación (CV) para dos sitios de ensayo: E3 (NOSIST) y 1 (SIST) en dos profundidades: de 0 a -1,50 m y de -1,50 m a -2,50 m en la campaña 2002-03.

Profundidades	0-1,50 m		1,50-2,50 m	
	Sitio E3	Sitio 1	Sitio E3	Sitio 1
Campaña 2002-03				
AU (mm)	37,8	69,7	43,9	33,0
DE (mm)	25,8	43,9	5,3	12,9
CV (%)	68,3	63,0	12,0	39,0

5. Infiltración

Como puede observarse en la Fig. 10 se produce una clara disminución de la conductividad hidráulica (K_0) a medida que aumenta la tensión de aplicación de agua desde el infiltrómetro. Esto indica un comportamiento diferencial del rango de poros a diferentes succiones que permite evaluar relaciones de flujo de agua en el suelo en función del tamaño y número de poros activos a distintas succiones de aplicación de agua.

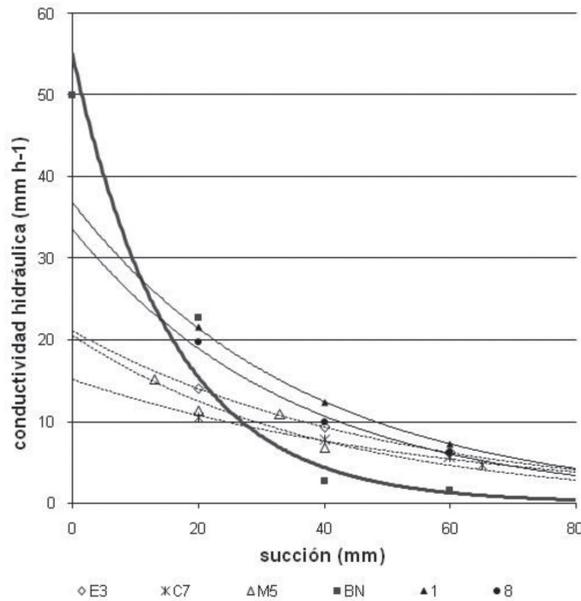


Figura 10. Conductividad hidráulica para los sitios representativos de las microcuencas NOSIST (E3, C7 y M5) y SIST (1 y 8) y el bosque nativo (BN) tomado como sitio de referencia.

Al analizar comparativamente los valores presentados en la Fig. 10 se verifica que los valores más elevados de K_0 a bajas succiones corresponden al BN, lo que coincide con su mayor índice de agregación y contenido de M.O.S. Lin *et al.* (1996) afirmaron que el movimiento del agua en suelos estructurados naturalmente (como es el caso del bosque nativo) es diferente del de aquellos suelos homogeneizados artificialmente. Puede destacarse también que los valores de K_0 para las distintas succiones medidas fueron mayores en SIST (1-sitio de menor agua edáfica y 8-sitio de mayor agua edáfica) que en NOSIST (E3, C7 y M5) siendo mayor la diferencia a bajas succiones. Si tomamos los valores promedio de K_0 a saturación (succión 0) de los diferentes sistemas de labranza se verifica una disminución del 30 y 48 % para SIST y NOSIST, respectivamente, comparada con la situación testigo representada por BN.

Esto se debe a que SIST posee un mejor estado y funcionalidad superficial del suelo. Miccuci *et al.* (2000) determinaron disminuciones del 69 y 34 % del valor de K_0 a saturación en relación con la situación prístina cuando se trabajaba el suelo con LC o SD, respectivamente. La diferencia significativa de K_0 obtenida entre los sistemas de manejo es un justificativo más para explicar la mayor recarga en los perfiles de SIST, demostrado por las eficiencias de captación discutidas anteriormente.

6. Escurrimiento

En todas las fechas donde se registraron escurrimientos a la salida de las microcuencas la lámina medida en los aforadores fue 71, 97 y 95 % menores en SIST que en NOSIST (Tabla 6). Por tanto, este comportamiento diferencial es indicador de que la disponibilidad de agua remanente para el cultivo fue mayor en SIST debido a su mayor tasa de infiltración y menor escurrimiento, consecuencia de su mejor condición superficial (rastraje superficial, menor IE y contenido superficial de M.O.S.) respecto de NOSIST, concordando con varios investigadores (Steiner, 1995; Marelli, 1998; Weir, 2001). Algunos autores (SAGyP, 1995) manifiestan que, en combinación con sistemas de labranza conservacionista, la sistematización de suelos (en términos generales) apunta a un manejo ordenado del agua de escurrimiento, mejorando el aprovechamiento de la misma y disminuyendo el nivel de erosión (destacando dentro de estas prácticas ingenieriles las terrazas y canales de desagüe empastados).

Como síntesis se puede indicar que en SIST la variación de almacenaje de agua del suelo fue mayor especialmente en los períodos de cultivo y años con deficiencias hídricas, indicando un mejor aprovechamiento del recurso hídrico. Del mismo modo manifestó mayor profundidad de movimiento de agua edáfica y mayor velocidad de infiltración debido a la mejor condición edáfica superficial, por lo que presentó menores valores de lámina escurrida.

Tabla 6. Fechas cuando se registraron escurrimientos, cantidad de precipitación, intensidad máxima de precipitación en 30 minutos (INTENS MAX) y lámina escurrida en cada microcuenca.

FECHA	PRECIPITACIÓN (mm)	INTENS MAX (mm h ⁻¹)	LÁMINA DE ESCURRIMIENTO (mm)	
			NOSIST	SIST
29/12/2000	22	61,2	5,24	0,34
04/01/2002	43,4	32,4	3,24	0,08
21/01/2003	43,2	40,8	6,62	0,28

CULTIVO DE SOJA

Existe una estrecha relación entre las precipitaciones, captación de agua por el suelo y disponibilidad para las plantas. De esta forma la elevada cantidad de precipitaciones ocurridas durante el ciclo de cultivo en la primera campaña (2000-2001) se utilizó de manera diferente en las microcuencas estudiadas.

En NOSIST el menor desarrollo del cultivo desde las fases iniciales permitió que pudiera acumular agua en el perfil debido a su menor consumo. La menor altura de plantas respecto a SIST se debió al encostramiento

superficial provocado y las precipitaciones intensas registradas cinco días posteriores a la siembra sobre una superficie degradada (Fig. 11) Este cultivo sufrió además de condiciones de crecimiento reducido, un período sin precipitaciones que abarcó desde comienzo de floración (R1) a comienzo de fructificación (R3) (Fehr y Caviness, 1977).

Mientras tanto el manejo SIST mantuvo valores de agua edáfica similares al inicio del ciclo (Fig. 7) dado por un cultivo más desarrollado que se reflejó en una mayor altura máxima altura y biomasa total, rendimiento, consumo de agua y profundidad radical aparente (Tabla 7).

La ventaja aparente de NOSIST al haber acumulado mayor cantidad de agua en la campaña 2000-01 (Etapa I, Fig. 8) no se vio reflejada en la segunda campaña, ya que el comportamiento del cultivo fue similar a SIST (excepto en altura de plantas). Finalizada la campaña 2001-02 al disminuir las precipitaciones el suelo redujo el contenido hídrico aportando menores cantidades de agua al cultivo en la campaña siguiente (2002-03), en particular en NOSIST debido a su menor capacidad de infiltración (aspecto anteriormente analizado). Esto causó diferencias altamente significativas en la última campaña a favor de SIST en todas las variables incluidas en la Tabla 7.

La disminución del contenido de agua edáfica a lo largo del tiempo incidió en rendimientos decrecientes del cultivo. Es interesante destacar que la exploración radical siguió un comportamiento similar al de altura de plantas, donde se obtuvieron mayores diferencias en la primera y última campaña en las cuales el cultivo en SIST logró establecer las mayores diferencias con NOSIST, aunque la mayor profundidad efectiva se obtuvo para la campaña 2001-02 (Tabla 7). Se verificó así la ventaja reportada por diferentes autores (Dardanelli *et al.*, 1991, Weir, 2001) acerca de la mejor condición productiva bajo siembra directa (SIST). En Manfredi (Provincia de Córdoba) sobre un *Haplustol éntico* la profundidad aparente de raíces en soja alcanzó los -2,30 m (Dardanelli *et al.*, 1997), aunque posteriormente se encontró absorción radical hasta 2,50 m (Mercau *et al.*, 2006).

Asimismo en la última campaña (2002-03) debido a que en NOSIST el cultivo no logró la máxima cobertura (IAF máximo 3,74) se manifestó un cubrimiento parcial de los surcos y parte del agua utilizada se destinó a evaporación del suelo (Fig. 12a). En SIST en cambio, al poseer cobertura total (IAF máximo 5,23), el agua fue utilizada mayoritariamente para transpiración del cultivo (Fig. 12 b); esto también habría contribuido a manifestar la gran diferencia de rendimientos, dado que SIST superó en un 60 % a NOSIST, con un consumo hídrico sólo un 12 % mayor (Tabla 7).



Figura 11. Condición superficial en NOSIST en la campaña 2000-01.

Tabla 7. Altura máxima de plantas, consumo de agua, profundidad de exploración radical, biomasa total (BT) y rendimiento en las dos microcuencas durante las tres campañas analizadas. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

	Campaña	NOSIST	SIST
Altura de plantas (m)	2000-01	0,79 a	0,98 b
	2001-02	1,10 a	1,28 b
	2002-03	0,60 a	0,95 b
Consumo de agua (mm)	2000-01	593 a	680 b
	2001-02	503 a	508 a
	2002-03	440 a	494 b
Profundidad radical (m)	2000-01	1,40 a	2,20 b
	2001-02	2,20 a	2,60 a
	2002-03	1,40 a	2,40 b
Biomasa total (g m ⁻²)	2000-01	623 a	771 b
	2001-02	745 a	802 a
	2002-03	324 a	530 b
Rendimiento (g m ⁻²)	2000-01	329 a	391 b
	2001-02	300 a	314 a
	2002-03	128 a	203 b



Figura 12a. Cobertura lograda por el cultivo de soja en la microcuencas NOSIST.



Figura 12b. Cobertura lograda por el cultivo de soja en la microcuencas SIST.

NOSIST en cambio, al presentar menor consumo, logró mantener mayores contenidos de agua edáfica a costa de menor producción, especialmente en la primera y última campaña. El consumo de agua (Tabla 7) estuvo incluido dentro del rango informado por Clausonk *et al.* (1996). Della Maggiora (2000) obtuvo valores de 454 mm, mientras que Andriani (1997) indicó 500-650 mm (en ambos casos), para soja de siembra en fecha intermedia.

Para biomasa final en siembra temprana diferentes autores (Giorda *et al.* 1997; Dardanelli, 1998) encontraron valores similares con un rango entre 690-970 g m⁻². Yusuf *et al.* (1999) encontraron que el rendimiento fue similar en sistemas manejados con labranza convencional o con siembra directa en suelos con buen contenido de agua edáfica.

En las Fig. 13 y 14 se muestran los *biplots* para cada microcuencas obtenidos del análisis de componentes principales, seleccionando aquellos parámetros que explicaban la variabilidad de los datos.

En NOSIST (Fig. 13) los sitios de ensayo se separan claramente, respondiendo a la zonificación realizada con anterioridad. En SIST (Fig. 14) el EJE CP1 separa aquellos sitios que presentaron menor contenido de humedad a la izquierda, mientras los de mayor humedad edáfica se encuentran a la derecha.

En NOSIST las variables que determinan las diferencias de los sitios se refieren a condiciones del suelo. Entre ellas encontramos la estabilidad estructural (EE), C orgánico total (COT) y densidad aparente superficial (DA). Además, el agua útil a la siembra (condición hídrica) y la altura de plantas (condición de cultivo) definen en menor medida la variabilidad de los datos. En SIST en cambio las principales variables fueron condiciones hídricas como consumo y agua útil (AU) a la siembra, siendo las variables edáficas como rastrojo superficial (rastrojo) y IE en menor intensidad. Este análisis se complementa cuando se observan las correlaciones cofenéticas de acuerdo a la microcuencas analizada (Tabla 8).

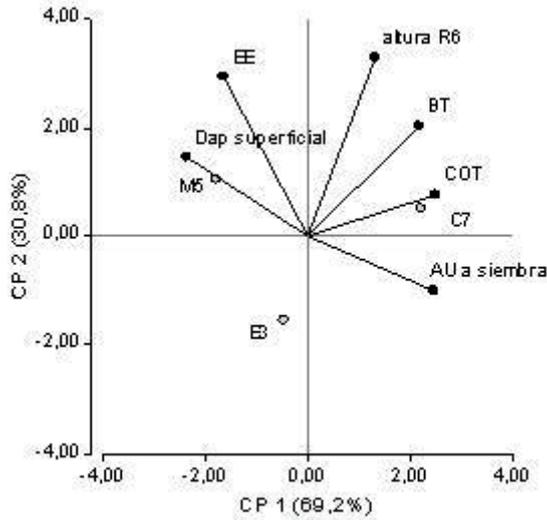


Figura 13. Biplot de componentes principales en NOSIST para las tres campañas analizadas.

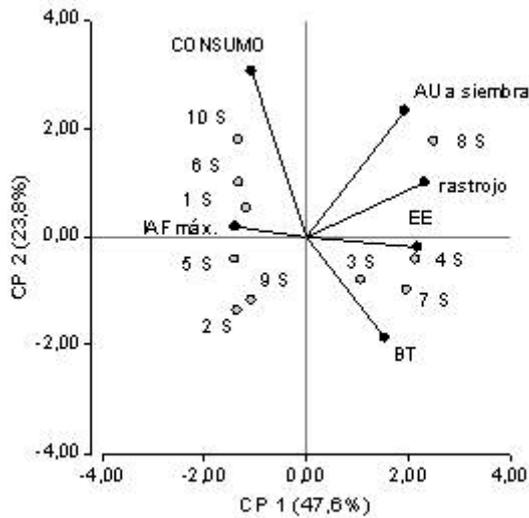


Figura 14. Biplot de componentes principales en SIST para las tres campañas analizadas.

Recordando que una mayor correlación cofenética indica una mayor explicación de la variabilidad de los datos obtenidos se infiere que en NOSIST los parámetros que las definen están relacionados con aspectos edáficos, mientras que SIST lo hace con parámetros hídricos.

Tabla 8. Correlaciones cofenéticas obtenidas para parámetros hídricos y edáficos utilizados para agrupar los sitios de ensayo de cada microcuenca.

PARÁMETRO	NOSIST	SIST
Agua útil 0-280 cm	0,729	0,939
Agua útil hasta 0-150 cm	0,750	0,812
Agua útil entre 150-250 cm	0,759	0,851
Inestabilidad estructural	0,926	0,421
C orgánico total	0,997	0,916
Densidad aparente superficial	0,945	0,629

CONCLUSIONES

El sistema con un mayor manejo conservacionista (SIST) manifiesta mejores condiciones edáficas a nivel superficial. Aún así la densificación superficial y la reducción del contenido de rastrojo debido al monocultivo de soja podrían ser indicadores de deterioro los cuales se deberían evaluar a largo plazo.

Sin embargo, las variaciones del contenido de agua del suelo en el sistema conservacionista indica que hay mayor infiltración, movimiento de agua en profundidad y recargas del perfil; también, menor escurrimiento, particularmente en años con deficiencias hídricas severas.

Todo ello afecta la producción del cultivo de soja, el cual permanece más elevado como consecuencia del mejor estado edáfico superficial, la mejor dinámica del agua y la mayor posibilidad de exploración radical brindada por el sistema de manejo del suelo conservacionista.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la SeCyT-UNC por el parcial financiamiento del Proyecto que permitió realizar los ensayos. Asimismo al Ing Agr. (M. Sc.) M. Wilson por su colaboración en la determinación de parámetros edáficos y al Ing. Agr. (M. Sc.) J. Dardanelli por la colaboración en el Informe; y también al PID-2009-00013 “*Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba*”.

REFERENCIAS

- Álvarez C.R., Álvarez R., Grigera M.S. y Lavado R.S. 1998. Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biology Biochemistry*, 30; 767-773.
- Andriani J.M. 1997. Uso del agua y riego. Cap 7 En: *El cultivo de la soja en Argentina*. Eds. Giorda L.M. y Baigorri H.E.J. INTA y SAGPyA de la Nación. San Juan (Argentina), Pp. 141-150.
- Aoki A.M. 2002. *Caracterización de las propiedades hidráulicas como indicadores de calidad de un suelo Haplustol típico de la Región Central de la Provincia de Córdoba*. M. Sc. Tesis. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba (Argentina). 117 pp.
- Apezteguía H.P., Aoki A., Romero L., Mendoza R., Esmoriz G. y Sereno R. 1997. Una metodología para modelar el agua del suelo en una microcuenca (8 ha). *Actas XXVI Congreso Brasileiro de Ciencia do Solo*, Londrina (Brasil).
- Ateca M.R., Sereno R. y Apezteguía H.P. 2000. Distribución espacial del agua útil en una microcuenca. *XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Mar del Plata. Abril 2000 (Argentina).
- Blake G.R. y Hartage K.H. 1986. Bulk Density. En: *Methods of soils analysis*. Agronomy 9. Part I, Am. Soc. of Agronomy, Madison (USA), pp. 363-375.
- Bricchi E., Formia F. y Riberi, L. 2002. La estructura y la materia orgánica de un hapludol típico, ante diferentes impactos tecnológicos. En: *XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Mar del Plata, 11 al 14 de Abril de 2000. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Buenos Aires (Argentina).
- Bricchi E., Baltazar P., Formia F. y Verri, L. 2004. Efecto del uso y las labranzas sobre la susceptibilidad a la compactación en un Hapludol típico. *XIX Congreso Argentino de Ciencia del Suelo y II Simposio Nacional sobre suelos vertisólicos*. Paraná, Entre Ríos. *CD-Room* (Argentina).
- Chagas C.I., Marelli H.J. y Santanatoglia O.J. 1994. Propiedades físicas y contenido hídrico de un Argiudol típico bajo tres sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo*. 12: 11-16.
- Clausonk L., Specht J.E., Blad B.L. y Garay A.F. 1986. Water use efficiency in soybean pubescence density isolines a calculation procedure for estimating daily values. *Agron. J.* 78: 483-487.
- Dardanelli J.L., Suero E.E., Andrade F.H. y Andriani J. 1991. Water deficit during reproductive growth of soybeans. II. Water use and water deficiency indicators. *Bioclimatology. Agronomie*, 11: 747-756.
- Dardanelli J., Cantarero M.G., Luque S., Collino D.J., Andriani J.M. y Cazenave G. 2004. El manejo del agua en maíz. *Actas del Congreso Mundo Maíz. Maizar – CREA – AAPRESID – SEMA*. Buenos Aires. 24 y 25 de Junio de 2004 (Argentina). Pp. 151-157.
- Dardanelli J.L., Bachmeier O.A., Sereno R. y Gil R. 1997. Rooting depth and soil water extraction patterns of different crops in silty loam Haplustoll. *Field Crop Res.* 54: 29-38.

- Dardanelli J. 1998. Eficiencia del uso del agua según sistemas de labranza. En: *Siembra Directa*. Panigatti, Marelli, Buschiazzo, Gil. (edt.), INTA, Buenos Aires. Pp.: 107-116.
- De Orellana J.A. y Pilatti M.A. 1994. La estabilidad de los agregados como indicador de sostenibilidad. *Ciencia del Suelo* 12(2): 75-80.
- Della Maggiora A.I., Gardiol J.M. y Irigoyen A.I. 2000. Requerimientos hídricos. Cap. 6. En: *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja*. Andrade F.H. y Sadras V.O. (eds.) I.N.T.A. 987-521-016-1. Ed. Médica Panamericana, Buenos Aires. Pp.: 155-171.
- Díaz Zorita M. 1996. Labranzas en la región subhúmeda bonaerense noroeste. En: Cap. 5. *Labranzas en la región semiárida argentina*. Buschiazzo D.E., Panigatti J.L. y Babinec F.J. (edt.). INTA Anguil (Argentina). Pp. 39-48.
- Fehr W.R. y Caviness C.E. 1977. *Stages of soybean development*. Iowa Agric. Exp. Stn. Spec. Rep. 80. Iowa State University, Ames (USA). 11 pp.
- Ferreras L.A., Costa J.L., García O. y Pecorari C. 2000. Effect of no-tillage on some soil physical properties of a structural degraded Petrocalcic Paleudoll of the southern "Pampa" of Argentina. *Soil & Til. Res.* 54: 31-39.
- Fillery J. R. y Gregory P.J. 1991. Defining research goals and priorities for sustainable dryland farmings. En: *The nature and dynamics of dryland farming systems – An analysis of dryland agriculture in Australia*, V.R. Squires y P. Tow (eds.). Sydney University Press, Sydney (Australia). Pp. 162-168.
- Giorda L.M. y Baigorri H.E.J. 1997. *El cultivo de la soja en Argentina*. INTA y SAGPyA de la Nación. Ed. Editar, San Juan (Argentina).
- Gorgas J.A. y Tassile J.L. 2002. *Regiones naturales de la provincia de Córdoba*. Serie C. Publicaciones Técnicas. Ed. Ferreyra Editor. Córdoba (Argentina). Pp. 43-46.
- Gree G. W. y Bauder J.W. 1994. Particle-size Analysis. En: *Methods of soils analysis. Part I*. Weaver R. W. et al. *Soil Sci. Soc. Am.*, Madison, Wiscosin (USA). Pp. 425-441.
- Henin S., Gras R. y Monnier G. 1972. *El perfil cultural, el estado físico del suelo y sus consecuencias agronómicas*. Ed. Mundi Prensa. Madrid. 340 pp.
- INFOSTAT. 2004. *Software Estadístico. Estadística y Biometría y Diseño de Experimentos*. Fac. Ciencias Agropecuarias. U.N. Córdoba (Argentina). ISBN: 987-9449-65-7.
- Kachanoski R.G. y De Long E. 1988. Scale dependence and the temporal persistence of spatial patterns of soil water storage. *Water Resour. Res.* 24: 85-91.
- Lin H.S., McInnes K.J., Wilding L.P. y Hallmark C.T. 1996. Effective porosity and flow rate with infiltration at low tensions into a well-structured subsoil. *Trans. ASAE* 39(1): 131-133.
- Luque R.L., Ruiz Posse E.J., Negro G.J., Esmoriz G.F., Croce A.J. y Bertoni J.C. 1996. Evaluación de los procesos hidrosedimentológicos típicos de la región agrícola central de Córdoba. *IV Congreso Argentino y II Internacional de Ingeniería Rural (CADIR 96)* Neuquén (Argentina).

- Machado P.L.O. y Gerzabek M.H. 1993. Tillage and crop rotation interactions on humic substances of a *Typic Haplorthox* from southern Brazil. *Soil & Till. Res.* 26: 227-236.
- Marelli H. 1998. La Siembra Directa como práctica conservacionista. *Siembra Directa*. INTA. Ed. Hemisferio Sur S.A. Buenos Aires (Argentina). Pp. 127-139.
- Martino D.L. 1998. Manejo de restricciones físicas del suelo en sistemas de siembra directa. En *Siembra Directa en el Cono Sur*. PROCISUR. Montevideo (Uruguay). Pp. 225-257.
- Mercau J.L., Dardanelli J.L., Collino D.J., Andriani J.M., Irigoyen A. y Satorre E.H. 2006. Predicting on-farm soybean yields in the pampas using CROPGRO-soybean. *Field Crop Res.* 100: 200-209.
- Micucci F., Cosentino D. y Taboada M. 2000. Cambios hidráulicos en suelos de pampa ondulada luego de varios años de siembra directa continua. *11° International Soil Conservation Conference*. Buenos Aires (Argentina). Pp. 195.
- Molz R. y Remson I. 1971. Application of an extraction term model to the study of moisture flow plant roots. *Agr. J.* 63: 72-77.
- Nelson D.W. y Sommers L.E. 1982. Total Carbon, Organic Carbon and Matter Organic. En: Page A.L. (Ed.) *Methods of Soil Analysis-Chemical Microbiological Properties*. Agronomy. Second ed. ASA & SSSA, Madison (USA). Pp. 539-579.
- Núñez Vázquez F., Salas H.P., Bachmeier O., Robledo W., Lovera E.F. y Rollán A. 1996. Labranzas en la Región Central de la Provincia de Córdoba. En: *Labranzas en la región semiárida argentina*. Eds. Buschiazzo D.E., Panigatti J.L. y Babinec F.J.; Extra, Santa Rosa (Argentina). Pp. 49-66.
- Palmer W.C. 1965. *Meteorological drought weather*. Bureau Research Paper. N° 45, Washington D.C. 58 pp.
- Palmer W.C. 1968. Keeping track of crop moisture conditions. Nationwide. The new crop moisture index. *Weatherwise*, 161-165.
- Perroux K.M. y White I. 1988. Designs for disc permeameters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52 (5): 1205-1215.
- Rasmussen K.J. 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. *Soil Tillage Res.* 53: 3-14.
- Ravelo A.C. 1990. *Índice de sequía y humedad del cultivo*. Manual teórico operativo. A.D.A. 8 pp.
- SAGyP 1995. *El deterioro de las tierras en la República Argentina*. Alerta Amarillo. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Buenos Aires. 287 pp.
- Sanzano G.A., Corbella R.D., García J.R. y Fadda G.S. 2005. Degradación física y química de un haplustol típico bajo distintos sistemas de manejo del suelo. *Ciencia del Suelo* 23(1): 93-100.
- Sims J.R. y Haby V.A. 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil. Sci.* 112: 137-141.
- Smith O.H., Petersen G.W. y Needleman B.A. 2000. Environmental indicators of agrosystems. *Advance in Agronomy* 69: 75-97.
- Steiner J.L. 1995. Crop residue effects on water conservation. Chapter 4. *Managing agriculture residues*. P.W. Unger. Ed. Lewis Publ., Boca Raton (USA).

- Swete Kelly D.E. y Gómez A.A. 1998. Measuring erosion as a component of sustainability. Cap. 9. *Soil Erosion at Multiple Scales*. Ed.: Penning de Vries, Agus y Kerr. CAB international. Londres. Pp. 133-148.
- Tebrügge F. y Düring R.A. 1999. Reducing tillage intensity – A review of result from a long-term study in Germany. *Soil Tillage Res.* 53: 15-28.
- Urricariet S. y Lavado R.S. 1999. Indicadores de deterioro en suelos de la pampa ondulada. *Ciencia del Suelo* 17(1): 37-44.
- Walkley A. y Black I.A. 1934. An examination on the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of thechromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.
- Weir E. 2001. *Medición de la pérdida de agua y suelo, con parcelas de escurrecimiento, y de la producción con parcelas de distintos grados de erosión provocada. Informe técnico del área suelos y producción vegetal.* N° 128. EEA Marcos Juárez, Octubre de 2001. Pp. 16-19.
- Yusuf R.I., Siemens J.C. y Bullock D.G. 1999. Growth analysis of soybean under no-tillage and conventional tillage systems. *Agr. J.* 91: 928-933.