

Diciembre 2014 - Español



Manual



Una metodología para predecir
los mejores emplazamientos para
la explotación de acuíferos aluviales
en territorio SUDOE



Garonne (F)

Bidasoa (ES)

Ebro (ES)

Tajo (ES)

*Cuando los investigadores
apoyados por Europa
descubren la clave
de la calidad
de las aguas subterráneas ...*

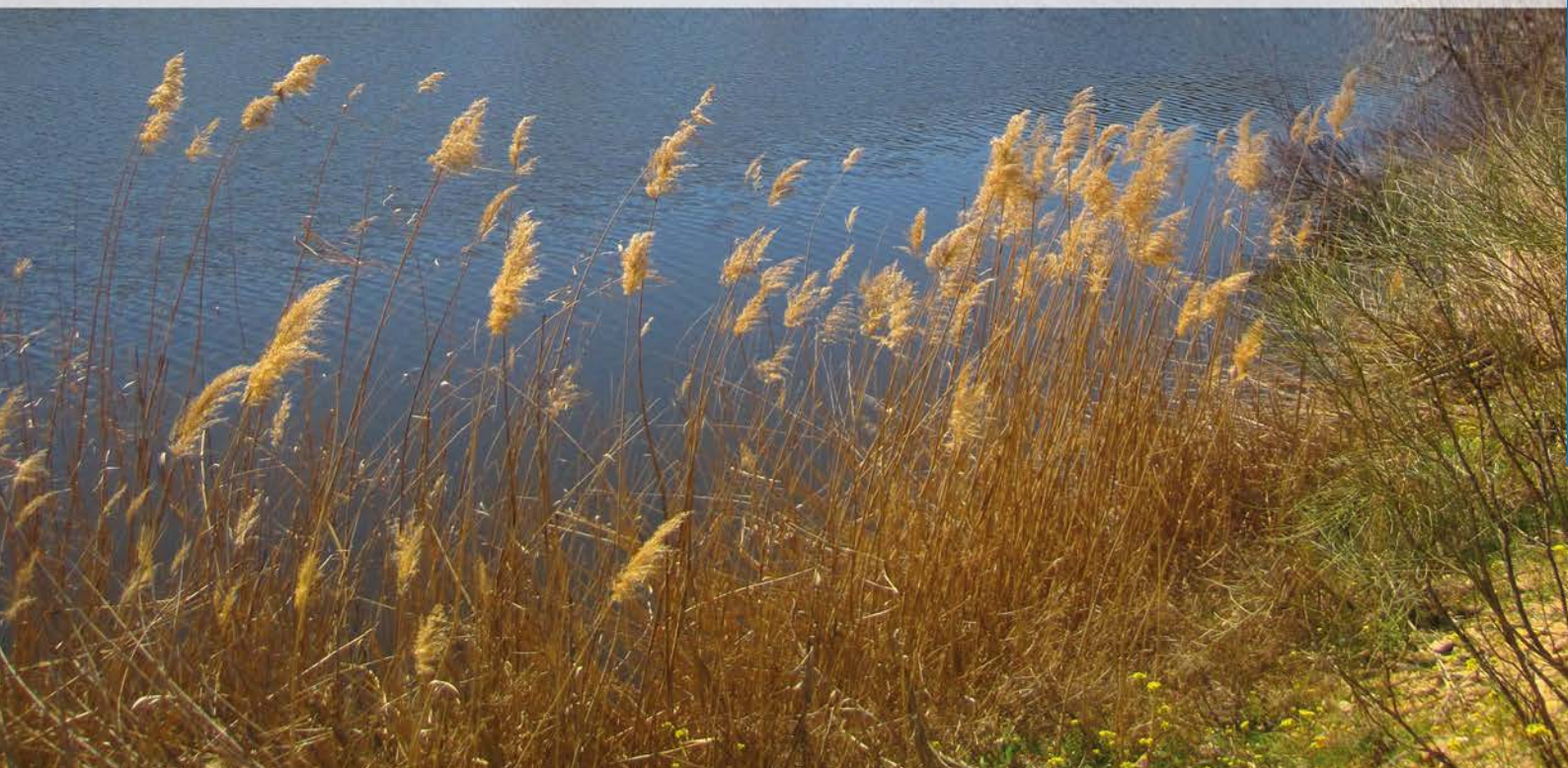




ATTENAGUA ofrece soluciones:

La captación de agua – históricamente el bombeo de aguas subterráneas – ha ido progresivamente dirigiéndose hacia las aguas superficiales debido a problemas de cantidad y/o calidad de las aguas. Ahora bien, el agua de los ríos está sometida a los efectos directos de los contaminantes de origen puntual y difuso (agricultura, industria), lo que obliga a las entidades responsables a dedicar recursos económicos importantes para la potabilización del agua. La explotación de aguas subterráneas, con fines de producción de agua potable, en zonas húmedas de ribera alimentadas por la infiltración de agua del río permite beneficiarse de la capacidad de filtración y de autodepuración del suelo de esas zonas, reduciendo así los costes de producción a la vez que se aumenta la seguridad, a largo plazo, del suministro.

ATTENAGUA considera la puesta en marcha de una metodología capaz de prever los mejores emplazamientos para la explotación de aguas subterráneas en las zonas de ribera del territorio SUDOE.



Manual



Desarrollo de una metodología para predecir los mejores emplazamientos para la explotación de aguas subterráneas aluviales en el territorio SUDOE

Índice

1. Desafío y contexto europeo	4
2. Las respuestas de ATTENAGUA	4
3. Las zonas de estudio	5
- Bidasoa	6
- Ebro	6
- Garonne	7
- Tajo	7
4. La metodología ATTENAGUA	8
5. Los resultados	13
6. Hacia un prototipo metodológico	16
7. Los socios y actores de ATTENAGUA	18
8. Actores que han participado con especificaciones en el prototipo de ATTENAGUA	19

Las políticas públicas europeas, nacionales y regionales han puesto en evidencia las problemáticas ligadas a la calidad de las aguas en las llanuras aluviales. En consecuencia, se han desarrollado diferentes medidas (directivas, reglamentaciones, incentivos financieros) tendentes a disminuir los impactos sobre las aguas y sus ecosistemas asociados por parte de las actividades agrícolas.

La evolución de las políticas medioambientales está fuertemente condicionada por la necesidad de obtener resultados con las medidas que se van tomando, como es el caso de la Directiva Marco del Agua (DMA 2000/60) que fija como objetivo conseguir el buen estado de las masas de agua en el horizonte 2021, con la obligación de los Estados miembros de informar sobre su grado de cumplimiento.

Las zonas de interfase entre río y acuífero



aluvial constituyen reactores biogeoquímicos capaces de descontaminar las aguas del acuífero y las del río que allí se infiltran. La capacidad natural de descontaminación de estas zonas puede ser utilizada para mejorar la calidad de las aguas, permitiendo así proponer que se puedan explotar en las zonas más favorables a la bioremediación con objeto de producción de agua potable.

Las respuestas de ATTENAGUA

ATTENAGUA propone una metodología que permite definir los mejores emplazamientos para la explotación de aguas subterráneas en las zonas aluviales del territorio del Sud-Oeste Europeo (SUDOE).

Esta metodología toma en consideración los aspectos medioambientales y los servicios ecológicos bajo la forma de servicios aportados por la descontaminación o la atenuación natural debido a la actividad de la biodiversidad allí existente.

Basado en el estudio efectuado en diferentes zonas proponemos una metodología para cartografiar las zonas de atenuación natural de contaminantes en función de las características hidrogeológicas de las zonas aluviales y acuíferos asociados, todo ello con el objetivo de definir en el medio aluvial ligado al río la localización óptima de pozos tendentes a captar aguas de buena calidad.



El proyecto Attenagua se ha basado en el estudio efectuado durante 1 año en 4 zonas del dominio SUDOE. Todas tienen en común ser meandros (ríos Garona, Bidasoa, Ebro y Tajo) en los que el acuífero aluvial tiene una mayor o menor conectividad con el río. Difieren, sin embargo, en algunas de sus principales características (climáticas, geológicas, orográficas, inundabilidad, vegetación, usos del suelo), lo que ha permitido entender mejor los factores condicionantes de la capacidad de atenuación de contaminantes en las zonas riparias.

Bidasoa

Ebro

Tajo

Garonne





3

Las zonas de estudio - II

Gipuzkoa, País Vasco. UTM Coord: X=602190, Y=4797250

3

Las zonas de estudio - III

Tarn et Garonne, Midi-Pyrénées. UTM Coord: X=355758, Y=4861267

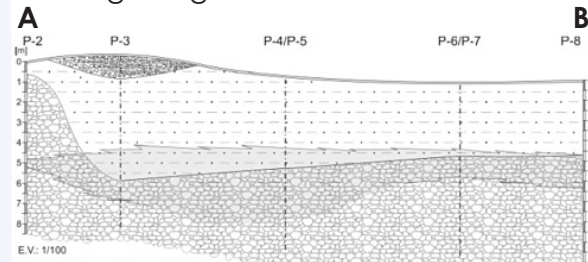
Bidasoa

Sitio Lastaola / cuenca del Bidasoa

1

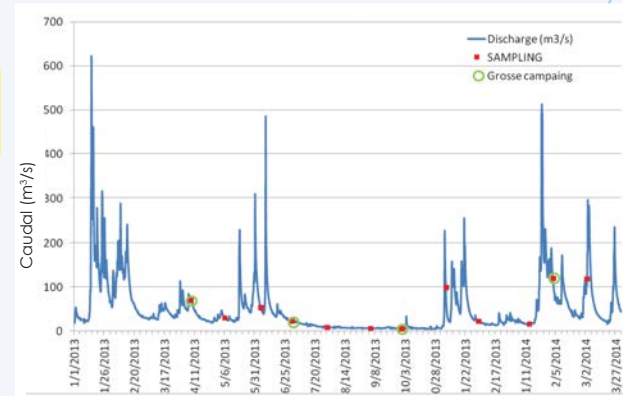
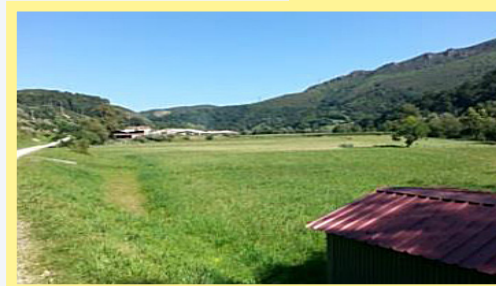


Corte geológico



Suelo vegetal
Relleno antrópico
Medio reductor
Arenas y limos
Gravas

Precipitación = 1870 mm
Temperatura = 13° C
Caudal med = 25 m³/s



Cuenca Bidasoa (700 km²) - Estación Enderlatza

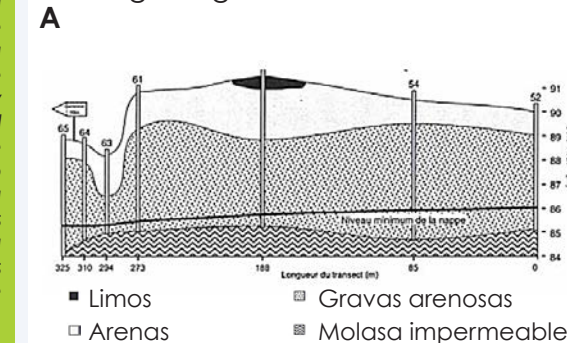
3

Garonne

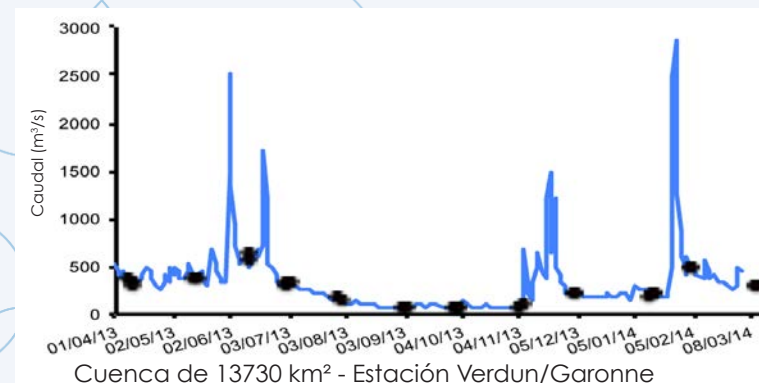
Sitio Monbéqui / cuenca de la Garonne

El sitio de estudio de Monbéqui corresponde a un acuífero aluvial situado en un meandro de la Garonne con una extensión de 12 km². La ocupación de los suelos es fundamentalmente agrícola en la planicie, pero incluye alamedas y ripisilva a lo largo del río. La particularidad del sitio reside en el hecho de que el río reposa sobre un substrato impermeable. Por tanto, el acuífero es poco profundo y los intercambios entre la Garonne y el acuífero son sobre todo horizontales y controlados por el nivel del agua en el río. La red de toma de datos se compone de 25 puntos de agua subterránea (piezómetros) y de 2 de superficiales (en el río).

Corte geológico



■ Limos
□ Arenas
■ Gravas arenosas
■ Molasa impermeable



Cuenca de 13730 km² - Estación Verdun/Garonne



Ripisilva
Zona agrícola
Alameda

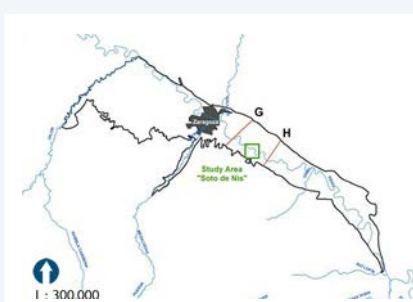
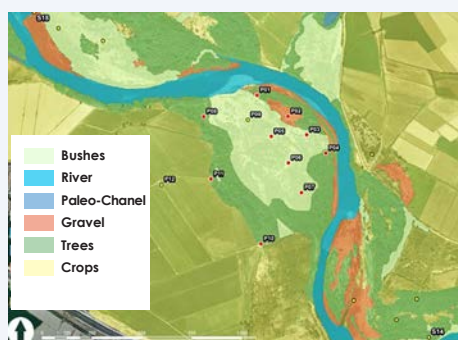
Precipitación = 710 mm
Temperatura = 13,5° C
Caudal med = 195 m³/s

Cartuja Baja, Aragón, UTM Coord: X=686179, Y=4607010

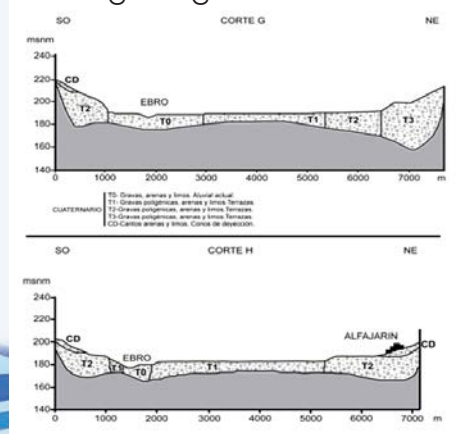
Ebro

Sitio Soto de Nis / cuenca del Ebro

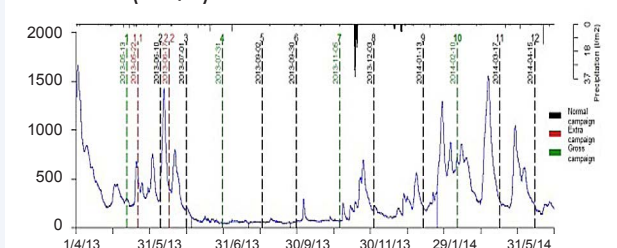
2



Corte geológico



Caudal (m³/s)



Precipitación = 400 mm
Temperatura = 13° C
Caudal med = 250 m³/s



4

Tajo

Sitio Soto Redondo / cuenca del Tajo

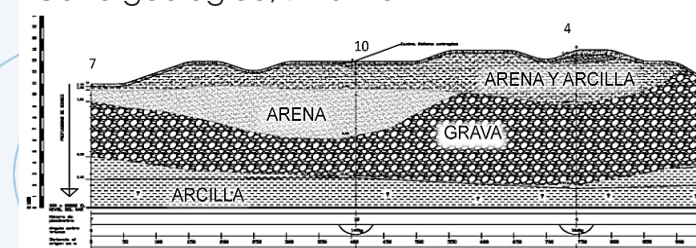
El área de estudio se localiza en un meandro del río Tajo próximo al núcleo urbano de Puebla de Montalbán, y a 40 km al oeste de la ciudad de Toledo. El acuífero aluvial es perdedor al no estar hidráulicamente conectado con el río, estando su nivel freático altamente controlado por las prácticas de riego asociadas al canal de Castrejón (situado 2 km al norte del área de estudio). El nivel freático oscila entre un metro (cerca de los bancos de orilla) y 5 m en el interior del arco de meandro. La conductividad hidráulica del acuífero es de 10-4 m/s. Un aspecto altamente reseñable es que el período de retorno de las inundaciones se ha incrementado significativamente durante las últimas décadas debido a que la cuenca está altamente regulada.



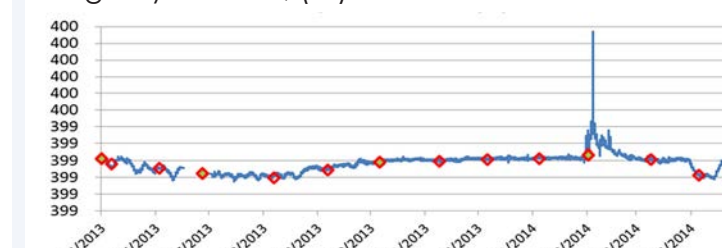
Precipitación = 340 mm
Temperatura = 14,6° C
Caudal med = 6 m³/s



Corte geológico, 7-10-4-5



Carga hidráulica, (m)

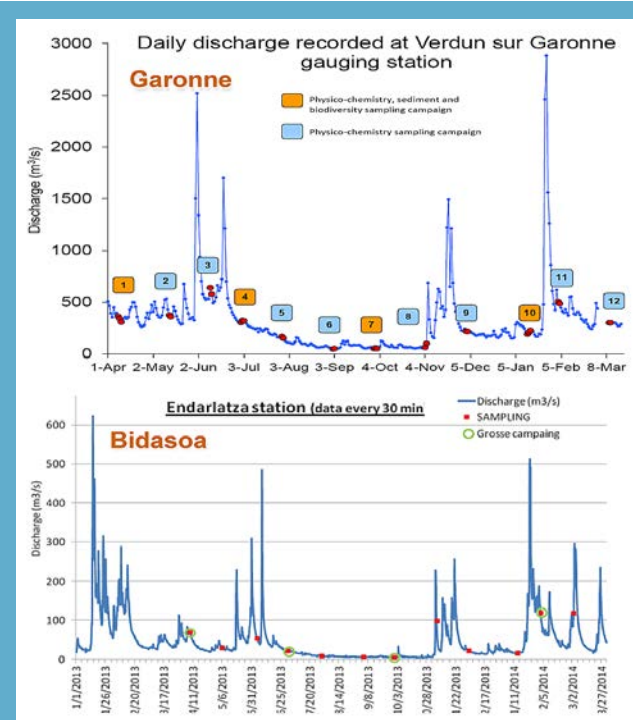




4.1. Características hidrológicas e hidroquímicas de las zonas de estudio

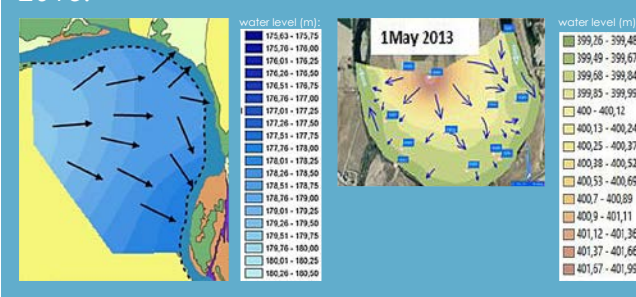
La metodología aplicada se ha centrado en el seguimiento espacial y temporal de las zonas de estudio. Al menos 7 piezómetros fueron instalados en cada zona, completándose la red de control con 2 puntos en el río. Durante el periodo Abril 2013 - Marzo 2014 se muestreó el agua a paso mensual en todos los puntos de

la red, determinándose (en laboratorio e in situ) los parámetros físico-químicos básicos. Cada tres meses el muestreo cubrió también biota y sedimentos. Un criterio básico fue muestrear en aguas altas y bajas. Varios puntos de la red (río, acuífero) fueron objeto de seguimiento en continuo del nivel.

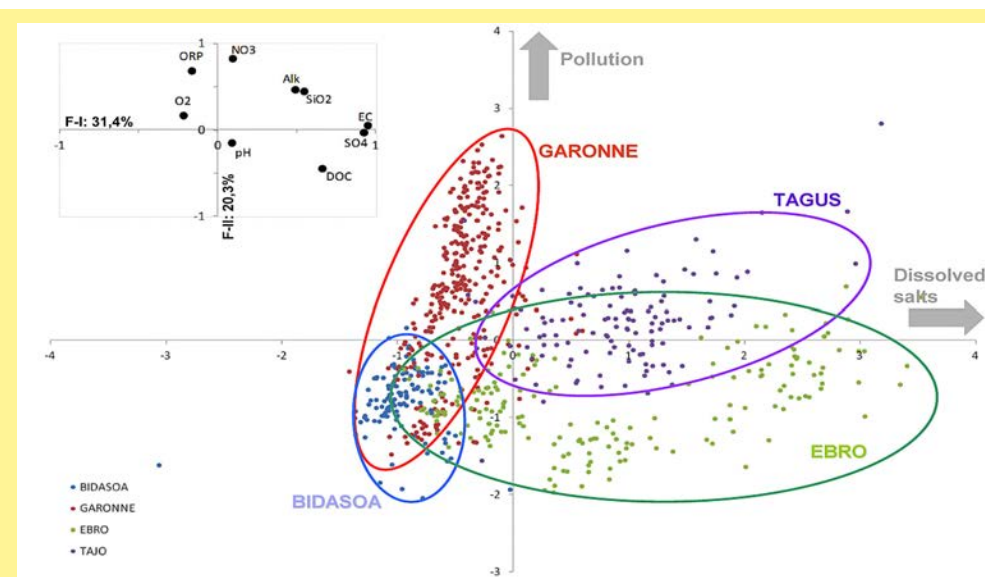
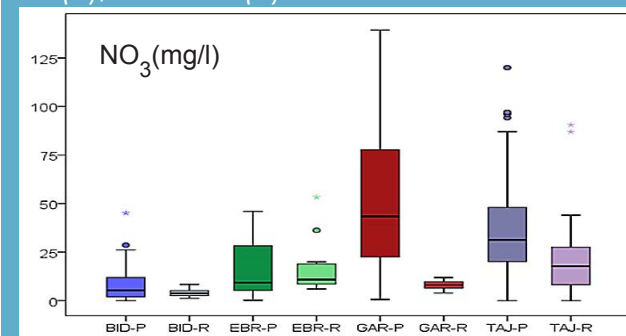


Contexto hidrológico de los muestreos en Bidasoa y Garonne.

Piezometría en Ebro y Tajo en primavera 2013.



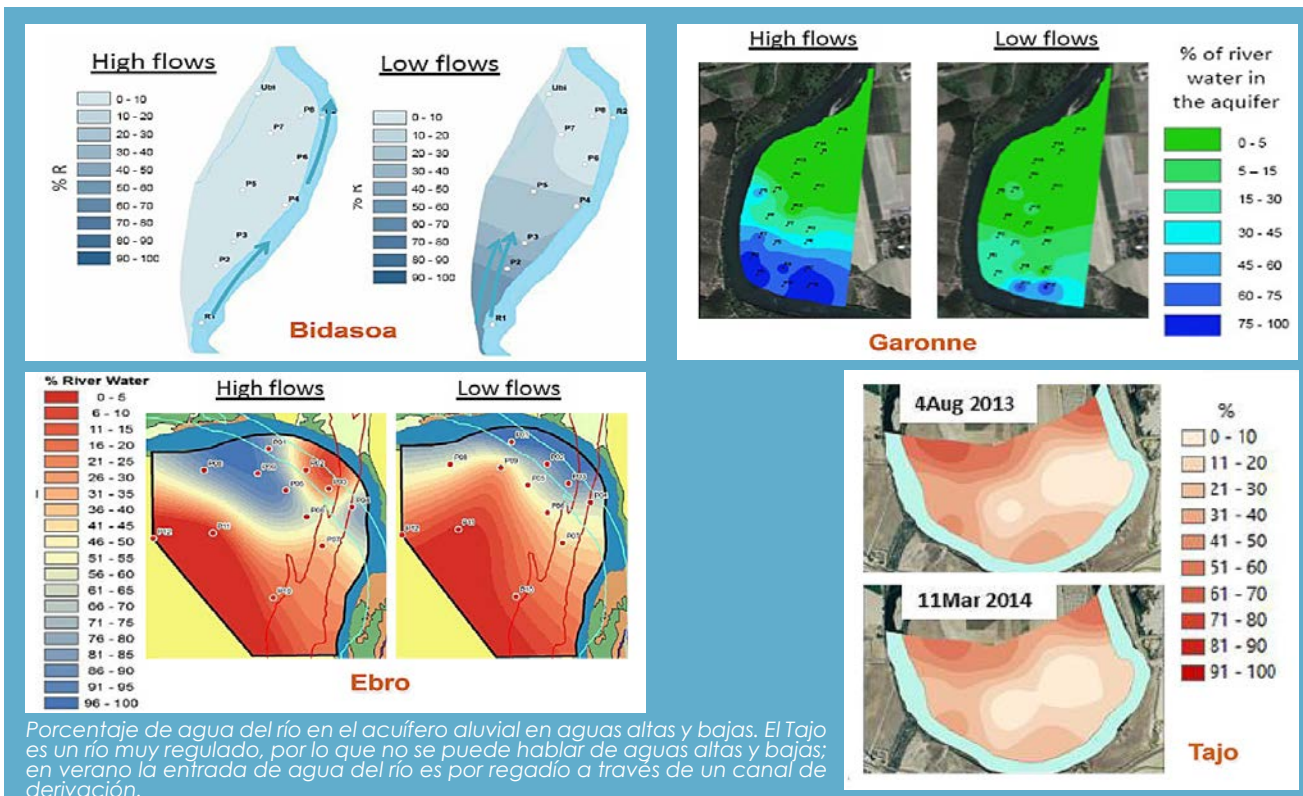
Concentración de nitratos en cada zona: río (R), acuífero (P).



El Análisis en Componentes Principales efectuado con datos físico-químicos de todas las zonas muestra sus diferencias: Tajo y Ebro con aguas de mayor salinidad y Garona con mayor presencia de nitratos en el acuífero.

Con el fin de identificar, espacial y temporalmente, las zonas de mezcla de aguas del río y del acuífero (consideradas como biológicamente más activas) se ha llevado a cabo un análisis EMMA (End-Members Mixing Analysis). Las zonas de mezcla reflejan la conectividad Río-Acuífero. Para los casos del Ebro, Tajo y Garona 2 polos

son suficientes para este análisis: Río y Acuífero. Sin embargo, en el caso del Bidasoa hacen falta 3 polos, debiendo considerar también el impacto de un foco de contaminación puntual. Se evidencia la importancia de un cierto conocimiento previo de la zona riparia antes de efectuar este análisis.



4.2. Impacto de la degradación del agua en las comunidades biológicas

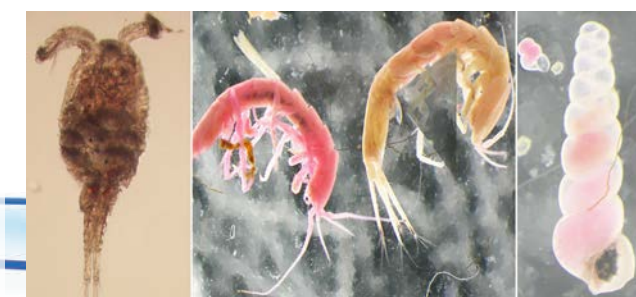
Existe una alta relación entre las características biofísicas de las llanuras de inundación y la estructura de sus comunidades biológicas (por ej., biodiversidad, red trófica,...). Esto es resultado de las interacciones entre los factores reguladores externos (por ej.,

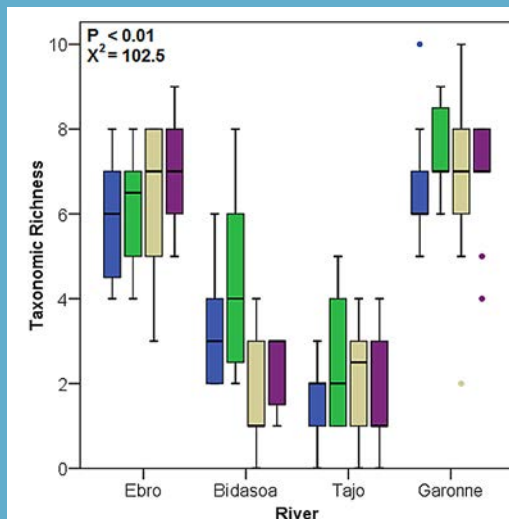
la intensidad de las inundaciones) y las capacidades de las comunidades biológicas de adaptarse y modificar las características ambientales de las zonas inundables en las que viven.

4.2.1. Macroinvertebrados de las aguas subterráneas

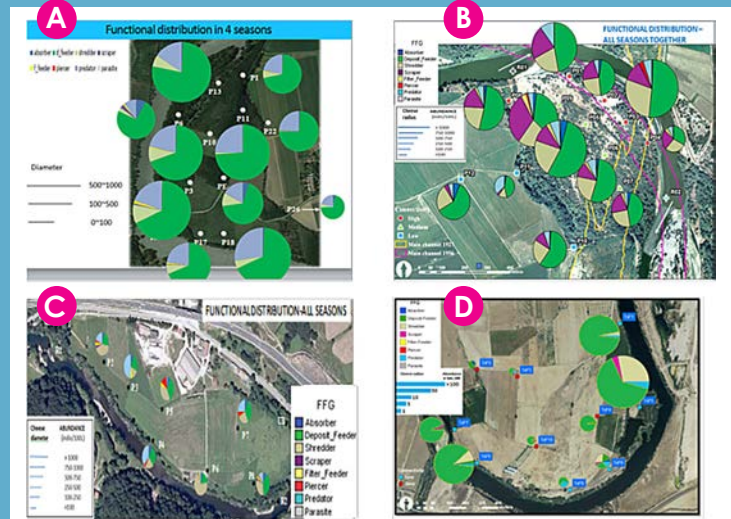
Los macroinvertebrados obtenidos por bombeo de agua de una red de piezómetros repartidos en cada llanura de inundación se identificaron y contaron. La abundancia y riqueza de macroinvertebrados muestra que las llanuras de inundación con una gran conectividad hidrológica con el río, como Montbèqui (Garonne) y Nis (Ebro) tienen comunidades de macroinvertebrados relativamente ricas y abundantes comparadas con las llanuras de inundación con débil conectividad hídrica

como Lastaola (Bidasoa) y Redondo (Tajo).





Riqueza taxonómica de macroinvertebrados en las aguas subterráneas de las llanuras de inundación estudiadas. Cada color representa una campaña de muestreo.



Abundancia absoluta y relativa de Grupos funcionales de alimentación (FFG) de la comunidad de macroinvertebrados en las aguas subterráneas de las llanuras de inundación: A) Monbéqui (Garonne); B) Nis (Ebro); C) Lastaola (Bidasoa); D) Redondo (Tajo).

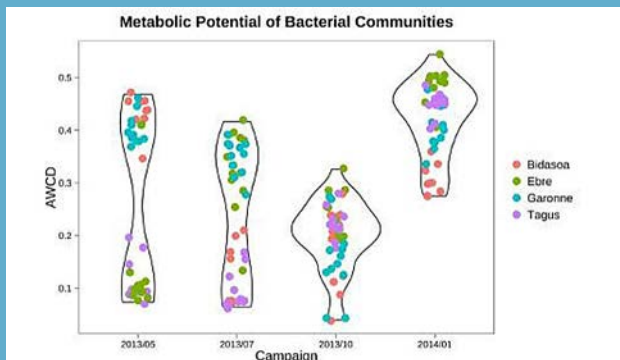
La estructura de la comunidad de macroinvertebrados de las aguas subterráneas muestra diferencias entre las llanuras de inundación. Las llanuras de inundación con una dinámica alta de inundaciones (Monbéqui en el Garona y Nis en el Ebro) tienen una gran

variedad de grupos funcionales. En contraste, tienen una baja diversidad y son poco abundantes los macroinvertebrados en llanuras de inundación con una conectividad hídrica con el río reducida (Redondo en el Tajo) y/o con intensa polución (Lastaola en el Bidasoa).

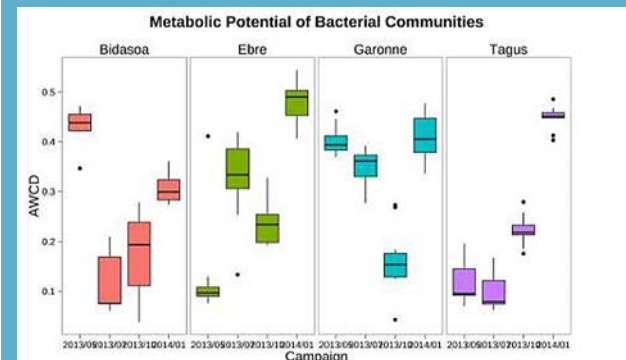
4.2.2. Comunidad bacteriana

Las muestras de bacterias extraídas de sedimento de los piezómetros se inocularon, después de filtración y centrifugación, en placas experimentales (Biolog Ecoplates™) conteniendo en pocillos separados diferentes

fuentes de carbono. El consumo diferenciado de las fuentes de carbono permite determinar el metabolismo potencial preferente respecto al carbono de cada comunidad bacteriana.



Densidad media colorimétrica (AWCD) de las medidas realizadas en cada placa Ecoplate. La amplitud de las envolventes indica la densidad de puntos con un determinado valor de AWCD. Las diferencias entre llanuras de inundación son menos pronunciadas al final del periodo seco, con un metabolismo potencial menor.



Cambios estacionales del metabolismo potencial de carbono en cada llanura de inundación.

Las inundaciones parecen estimular el suministro de carbono y favorecer el crecimiento de la comunidad bacteriana. En cambio, el carbono disponible disminuye durante largos periodos sin

inundación y decrece el potencial metabólico bacteriano.

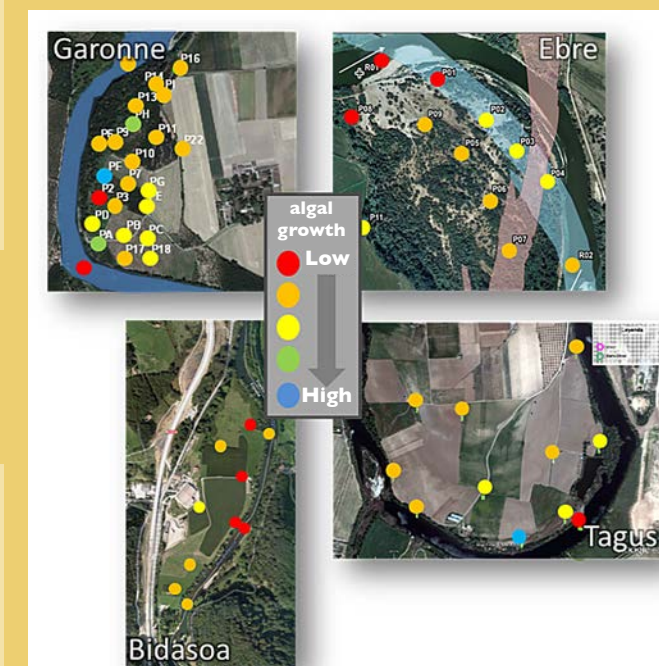
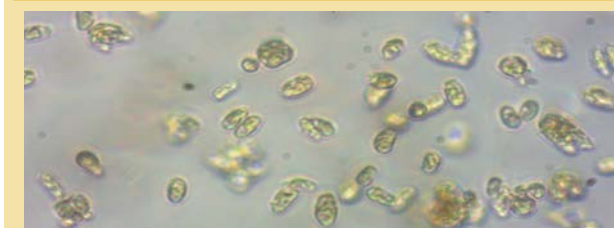
4.2.3. Tests de calidad del agua con microalgas

Poblaciones estándar de un alga clorofícea (*Desmodesmus subspicatus*) y de dos especies de diatomeas (*Nitzschia palea* y *Navicula pelliculosa*) se cultivaron con agua extraída de cada uno de los piezómetros y en condiciones de control con un medio para crecimiento óptimo. El crecimiento de estas microalgas se

midió por fluorescencia y se usó para evaluar la calidad del agua subterránea en las llanuras de inundación y de los ríos. Las respuestas de estas microalgas revelaron tendencias espacio-temporales relacionadas con el periodo hidrológico y la presencia de contaminantes.

El crecimiento de las algas integra las características físico-químicas del agua. Así las respuestas de los cultivos se utilizaron como un «estimator integral» de la calidad del agua. Este nuevo bioindicador puede utilizarse como un método eficaz para caracterizar la calidad de las aguas subterráneas.

Representación gráfica del crecimiento algal comparado con el cultivo control en las 4 llanuras de inundación. Esta información visual permite identificar los sitios con buena o mala calidad del agua.



4.3. Aportación de la modelización a la comprensión del funcionamiento de las llanuras aluviales

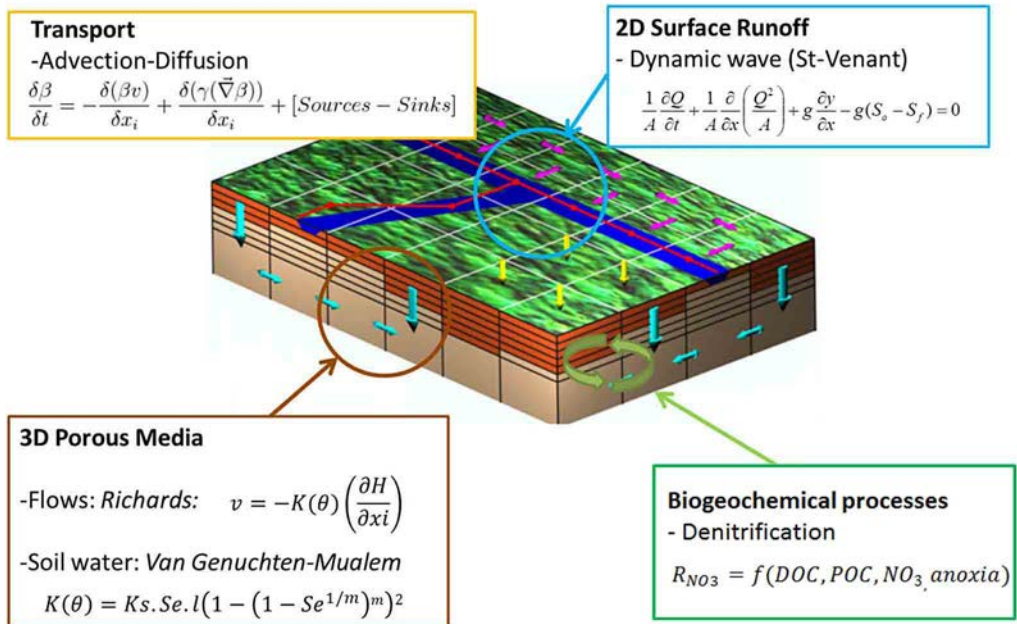
El objetivo de la modelización es desarrollar una herramienta para representar las interacciones entre las aguas superficiales y el acuífero bajo cualquier condición hidrológica, incluyendo la inundación de la llanura aluvial. Esta herramienta debe permitir identificar las zonas de contaminación, las zonas con buena calidad del agua y las zonas de autodepuración natural.

El modelo numérico utilizado es MOHID Land (www.mohid.com) adaptado a la problemática científica y se ha aplicado a los 4 sitios de estudio. El modelo MOHID es un modelo distributivo, con paso de tiempo variable, que comprende la escorrentía de superficie en dos dimensiones (plano), los escurrimientos en medio poroso en las tres dimensiones y la infiltración y exfiltración entre estos dos dominios superficial y subterráneo. El transporte de carbono orgánico disuelto y de nitrato se simula utilizando un modelo simple de degradación de la materia orgánica (carbono orgánico particulado y disuelto) en función de la saturación en medio poroso e incorporando los procesos de desnitrificación.

En cada sitio de estudio, el modelo se ha puesto a punto utilizando datos de las características

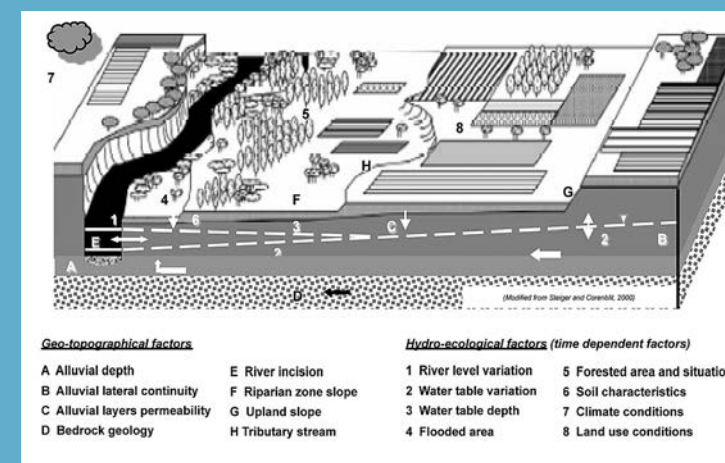
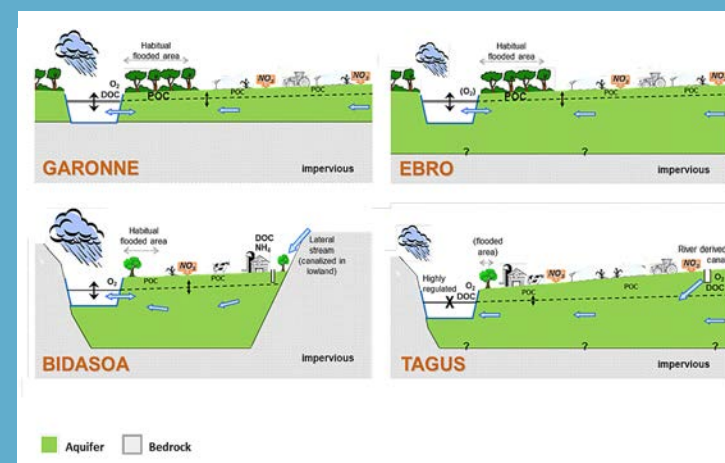
hidrogeológicas de cada sitio y los datos obtenidos durante las campañas de campo. El nivel del río está incorporado como una entrada del modelo sobre la base de registros en continuo. El nivel del agua en el acuífero está inicializado con los niveles observados y evoluciona en el tiempo por simulación con los intercambios con agua de superficie. El modelo se validó con los datos observados en los diferentes piezómetros para cada llanura de inundación. Esto permite cuantificar las tasas de eliminación de nitratos e identificar las zonas con buena calidad del agua, las zonas contaminadas así como las zonas óptimas para la autodepuración natural. El modelo también permite testar escenarios con cambio de condiciones, por ejemplo las hidráulicas y/o de ocupación del terreno. Esta aproximación es transferible a otros sitios en el espacio SUDOE.

La versión del modelo MOHID LAND utilizada simula las condiciones hidrológicas en la superficie, el suelo y la zona saturada del acuífero aluvial, tanto en condiciones de estiaje como durante las inundaciones en las que el agua superficial además de transportar distintos tipos de contaminantes también activa procesos de degradación de la contaminación.



5.1. Modelo conceptual hidrodinámico

Hemos conceptualizado el funcionamiento de cada zona a partir de las observaciones realizadas. No existe un modelo conceptual único debido a que los factores que determinan la dinámica de cada zona (conectividad río-acuífero, dinámica del acuífero aluvial, tipo de polución, ...) pueden ser muy diferentes de un sitio a otro. Así, las llanuras de inundación del Garona y del Ebro muestran cierta similitud, mientras que la de Redondo no muestra conectividad hídrica debido a la gran regulación hídrica del río Tajo. En Lastaola, la llanura de inundación del río Bidasoa, el acuífero aluvial es muy estrecho y una gran fuente puntual de alta polución que afecta a los procesos biogeoquímicos.



Modelo conceptual genérico de la hidrodinámica en una llanura aluvial, con los principales factores reguladores.

5.2. Modelo conceptual ecológico

El funcionamiento biogeoquímico de las aguas subterráneas de las llanuras aluviales y su capacidad de eliminar contaminantes están determinados por una red de interacciones entre los factores de regulación y la estructura de los componentes físicos, con sus características químicas, y biológicas.

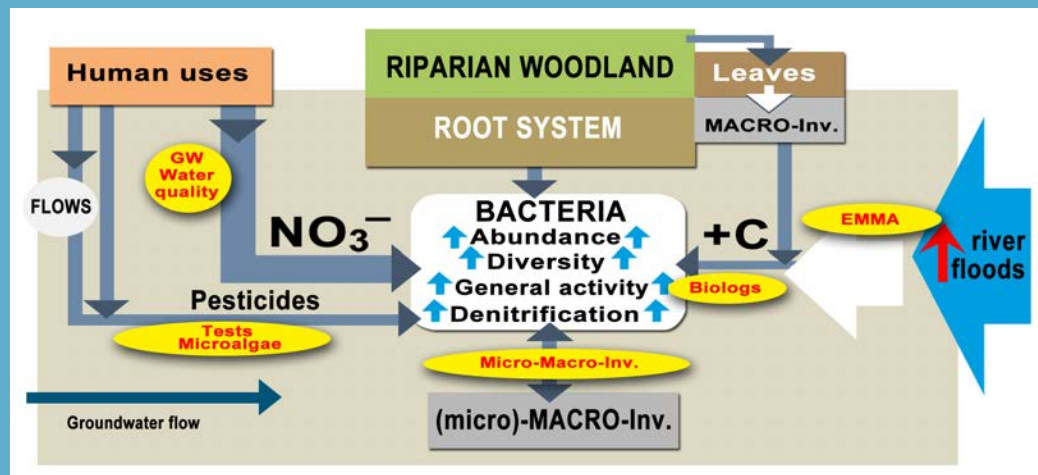
Las llanuras fluviales con una gran conectividad hídrica con el río (como Monbéqui en el Garona y Nis en el Ebro) tienen capacidad de eliminación de los contaminantes. Las condiciones favorables para los procesos naturales de autodepuración son: (i) interacciones hidrológicas y biológicas intensas o, si la comunidad biológica está bien conservada y funciona como una

red de interacciones (la hojarasca de los árboles riparios es fragmentada por macro- y microinvertebrados y descompuesta por hongos y bacterias) y (ii) los factores de stress, como las entradas de contaminantes de origen antrópico en la llanura de inundación, no sobrepasan la capacidad biogeoquímica de procesar y eliminar los contaminantes.





Esquemas conceptuales de funcionamiento de las zonas riparias en lo que a su capacidad para eliminar contaminantes se refiere. Dicha capacidad es función de las interacciones existentes entre los factores de regulación y estructura que, a su vez, están en relación con factores de índole físico, químico y biológico. La efectividad de este proceso depende principalmente del nivel de conectividad hidráulica existente entre el río y la zona riparia.



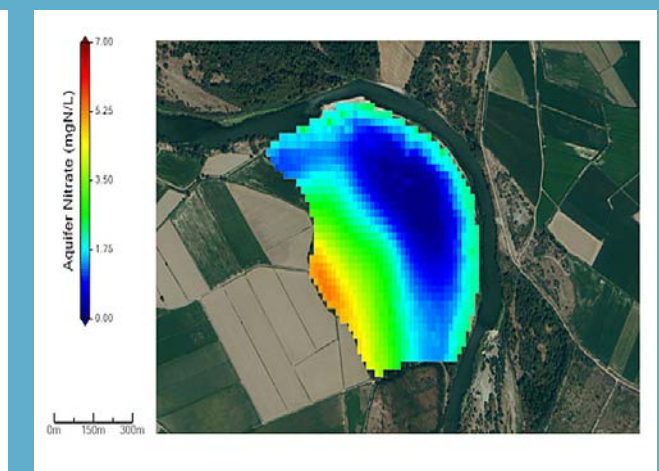
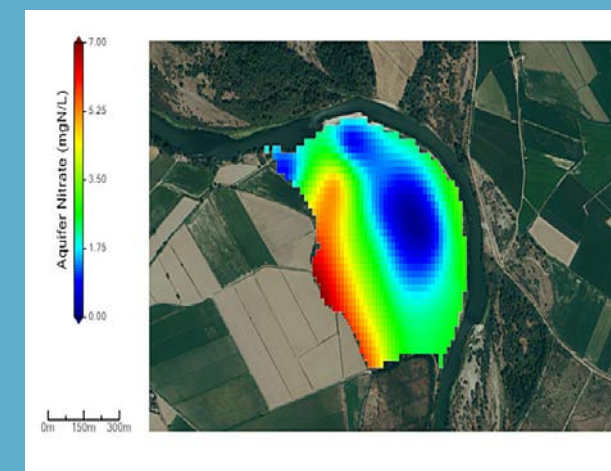
En llanuras de inundación, como Lastaola en el Bidasoa y Redondo en el Tajo, que tienen una conectividad hídrica con el río reducida, y/o una entrada relevante de contaminantes (pesticidas, nitrógeno, metales pesados), la capacidad biogeoquímica de eliminar contaminantes es muy baja. Sin embargo, en ellas se observan zonas de eliminación de contaminante por la combinación espacial y temporal de factores ambientales y de cierta estructura biológica que favorece la actividad de los microorganismos (por ejemplo, la desnitrificación bacteriana). Una llanura de inundación será un sistema resiliente, con capacidad de eliminar

contaminantes y proporcionar agua de calidad, si se mantiene el ritmo de variación espacial y temporal de las inundaciones que regulan la intensidad de las relaciones entre sus componentes físicos y biológicos. Si la llanura de inundación pierde su conectividad con el río, y/o si la intensidad de las inundaciones no es suficiente para contrarrestar la descarga de contaminantes (por ej., la descarga de nitratos o de pesticidas por uso en campos agrícolas o de residuos ganaderos), el reactor biológico que compone la comunidad bacteriana y sus interacciones tróficas no será capaz de eliminar los contaminantes que circulan por el medio subterráneo de la llanura de inundación.

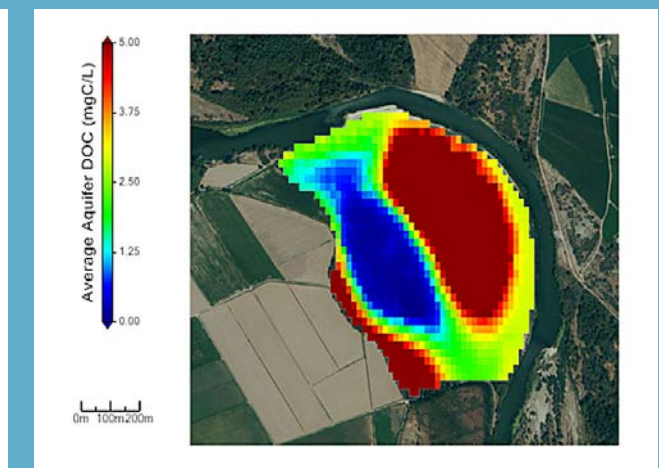
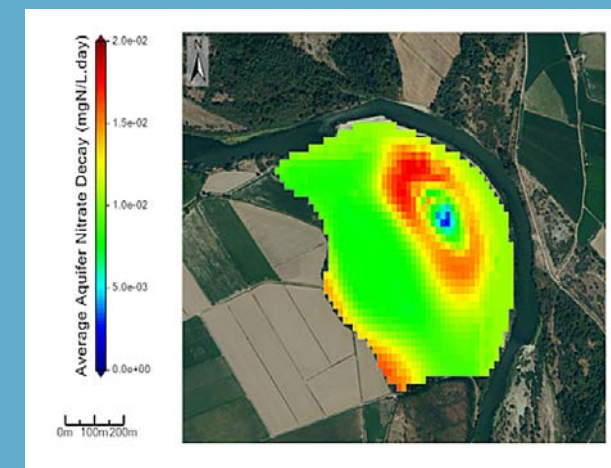
5.3. Caracterización de las zonas potenciales de degradación de los contaminantes

Los datos de campo obtenidos en los 4 sitios de estudio son similares a los resultados reproducidos por el modelo. Las simulaciones permiten representar la distribución de carbono y de nitrato en el espacio y sus variaciones a lo largo del tiempo a partir de los datos obtenidos en el terreno. El modelo es capaz de simular lo que pasa durante las inundaciones, durante las cuales

las aguas superficiales aportan los nitratos y el carbono orgánico disuelto (generalmente en concentraciones superiores a las del agua del acuífero). La saturación hídrica del suelo activa los procesos de degradación en las zonas habitualmente no saturadas, de manera que las tasas de degradación de nitratos pueden aumentar hasta 3 veces la usualmente medida en el acuífero.



Comparación de las concentraciones de nitrato (distribución espacial media en el acuífero) obtenidas a partir de datos del terreno (izquierda) y de la modelización (derecha) después de 2 meses de simulación (Nis en el Ebro).



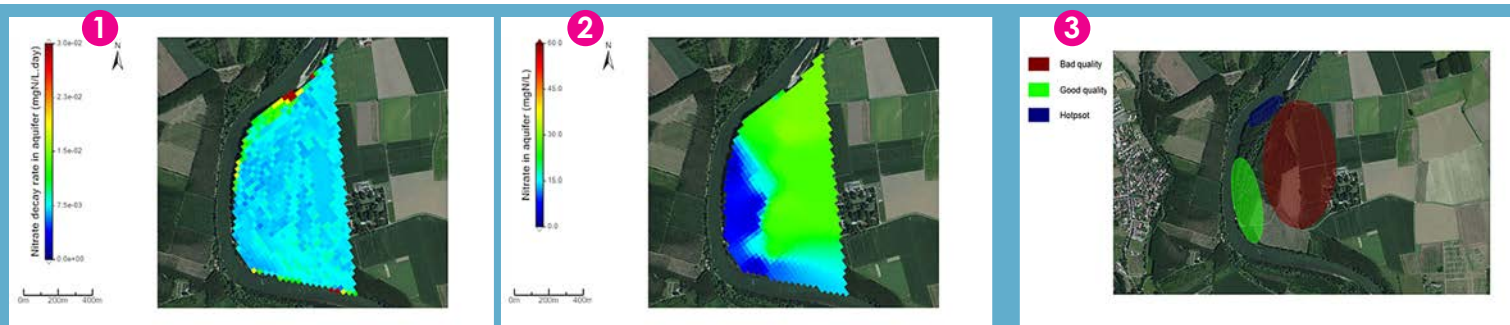
Concentración media de carbono orgánico disuelto en el acuífero (derecha) y tasa de degradación de nitratos (izquierda). La zona con la tasa de degradación más alta es debida a la presencia de altas concentraciones de carbono orgánico disuelto y particulado (el carbono disuelto proviene de las aguas de superficie, mientras que el carbono particulado está esencialmente asociado a la vegetación riparia).





6.1. Método para la definición de la calidad de las aguas subterráneas y las zonas de autodepuración

Sobre la base de las observaciones de campo, se ha modelizado el funcionamiento biogeoquímico de las 4 zonas de estudio. El modelo permite evaluar la concentración de nitratos, así como la intensidad de los procesos de degradación, en diferentes condiciones hidrológicas. Es posible comparar el estado de las aguas subterráneas entre periodos de estiaje y de crecidas.



En la figura 1, la modelización permite cartografiar las zonas de desnitrificación después del paso de una crecida en el sitio de Monbéqui (Garonne). La figura 2 muestra las concentraciones en nitratos simuladas en las aguas subterráneas, y la figura 3 la delimitación de las 3 zonas tipo, incluyendo la zona de descontaminación natural, de color verde.

En la llanura de inundación Monbéqui, durante el estiaje del 2013 (caudal en el río Garona de alrededor de $50 \text{ m}^3/\text{s}$), la concentración de nitrato llegó a 30 mg.L^{-1} en la capa freática mientras que durante dos días después del paso de una crecida con periodo de retorno de 5 años (máximo de caudal de $2800 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ el 31 mayo 2013), las concentraciones máximas en la capa freática no sobrepasan 22 mg.L^{-1} y son inferiores a 10 mg.L^{-1} en la mayor parte de la llanura de inundación.

Los procesos de degradación son más importantes después del paso de una crecida que durante estiaje. Esto confirma que la mejora de la calidad del agua no es

únicamente un fenómeno de dilución en la capa freática por las aguas de la crecida sino que también es un fenómeno de aceleración de la autodepuración natural de las aguas subterráneas resultado del ascenso del agua y del aporte de materia orgánica por la crecida. También es posible cartografiar 3 zonas diferentes puestas de manifiesto por la aproximación combinada de las observaciones de campo y la modelización. La zona en rojo delimita la zona de contaminación y/o de mala calidad del agua, la zona en verde delimita la zona de buena calidad del agua, y la zona azul corresponde a la zona de autodepuración biológica.

6.2. Cartografía de la calidad del agua subterránea y de las zonas de autodepuración

La aproximación combinada de medidas en el terreno y de modelización permite poner en evidencia las 3 zonas. La zona en rojo delimita la zona de contaminación y/o de mala calidad del agua, la zona en verde delimita la zona de buena calidad del agua, y la zona azul corresponde a la zona de autodepuración biológica. El mejor emplazamiento para suministro de agua de calidad corresponde a la zona de buena calidad que a veces se puede superponer a la zona de autodepuración. Esta zona se caracteriza por una buena conectividad hidráulica con el río, una buena biodisponibilidad de carbono y una alta biodiversidad.

En la figura 1 se representan las 3 zonas en la llanura de inundación Lastaola del río Bidasoa.

- Mala calidad del agua: zona correspondiente a las descargas de los residuos de una granja ganadera.
- Buena calidad: La parte de arriba del meandro conectada al río y la parte de abajo que recoge el agua lateral de buena calidad
- Hotspot: La zona situada entre la granja y el río. El aporte de nitrato de la granja a alta concentración combinado con la saturación hídrica permanente del suelo (conexión con el río), conduce a una fuerte actividad microbiana (desnitrificación).



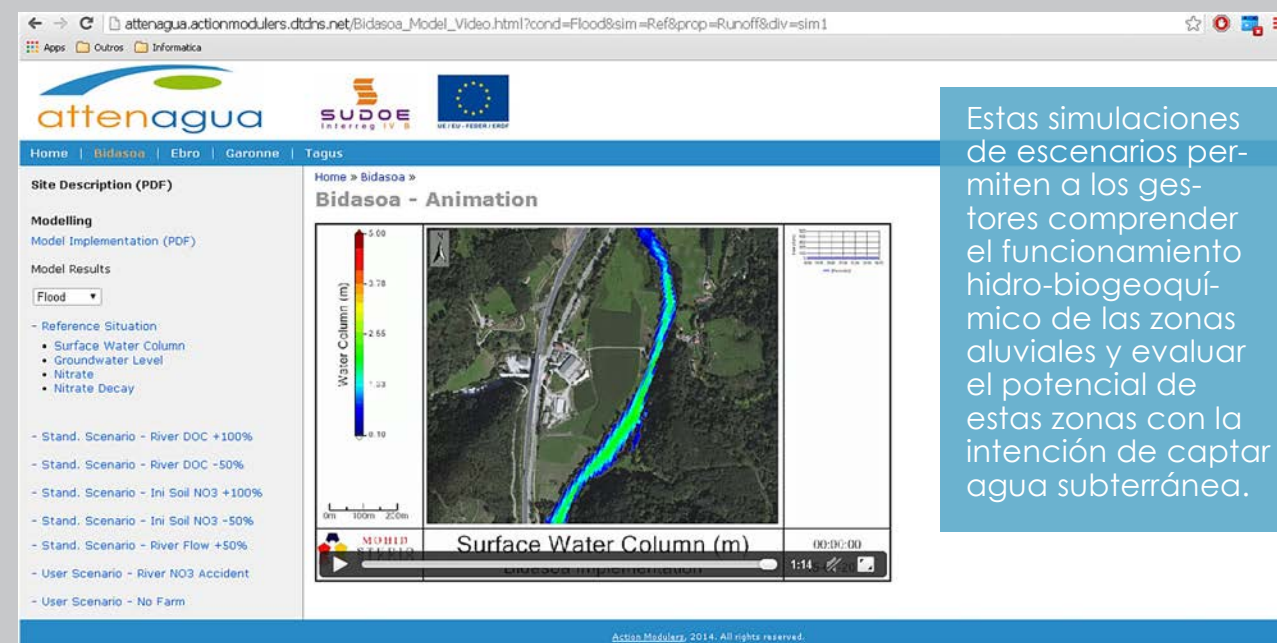
En la figura 2 se presenta un resumen de las principales zonas que influyen en la calidad del agua de la llanura de inundación del Soto de Nis en el río Ebro.

- Mala calidad: zona agrícola fuera de la zona conectada al río.
- Buena calidad: la zona próxima al río contiene una concentración alta de carbono disuelto y particulado (debido a la vegetación riparia).
- Hotspot: La zona próxima al río con una conectividad hídrica importante.

6.3. Puesta a punto de una metodología para caracterizar las zonas de autodepuración natural de las aguas subterráneas

La metodología y los resultados obtenidos permite cartografiar las zonas de contaminación, las zonas de buena calidad del agua y las zonas de autodepuración natural. Las modelizaciones realizadas permiten también testar los escenarios a evaluar. Por ejemplo, la respuesta ante cambios de prácticas agrícolas,

las modificaciones hidrológicas y/o los eventos de contaminación del agua en los sitios de estudio. En el marco del proyecto, los primeros tests se han discutido y validado con los actores del territorio y se pueden consultar con acceso libre en la plataforma de Attenagua en Internet: attenagua.actionmodulers.dtdns.net



Estas simulaciones de escenarios permiten a los gestores comprender el funcionamiento hidro-biogeoquímico de las zonas aluviales y evaluar el potencial de estas zonas con la intención de captar agua subterránea.

El equipo de ATENAGUA - CNRS (Centre National de Recherche Scientifique, Laboratoire ECOLAB, Université de Toulouse):

José-Miguel Sánchez-Pérez, Sabine Sauvage, Samuel Tessier, Léonard Bernard-Jannin, Magali Gérino, Eric Pinelli, Jingmei Yao, Séverine Jean, Chafia Amiche, Alison Gandar, Bruno Faucon, Julie Canal, Ousama Chamsi, Cyril Garneau, Marie-José Tavella, Xiaoling Sun, Virginie Payre, Annie Perrault, Marian Sánchez, Jean-Yves Charcosset et Maialen Barret.

CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Instituto Pirenaico de Ecología):

Francisco A. Comin, Alberto Barcos, Cecilia Español, Enrique Navarro, Fabian Carranza, Juan José Jiménez, Mercedes García, Nadia Darwiche, Ricardo Sorando.

IST-ULisboa (Instituto Superior Técnico – Universidade de Lisboa):

Ramiro Neves, Andreita Amaral, David Brito, Cristina Latoira, Rodrigo Olivera

UCLM (Universidad de Castilla-La Mancha):

José Bodoque, Bouchra Haddad, Jacinto Alonso-Azcárate, Jose Luis Yela, Julian Ladera.

UPV-EHU (Universidad del País Vasco – Euskal Herriko Unibertsitatea):

Iñaki Antigüedad, Estilita Ruiz, Miren Martinez, Ane Zabaleta, Jesus Uriarte, Tomas Morales.

LOS AGENTES ASOCIADOS AL PROYECTO ATENAGUA:

Agence de l'Eau Adour Garonne
Agência portuguesa do ambiente
Agencia Vasca del Agua - Uraren Euskal Agentzia
Águas de Portugal
Alliance Forêts Bois
ANR adapt'eau
Ayuntamiento de La Puebla de Montalbán
Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM)
Conseil Régional d'Aquitaine
Conseil Régional de Midi-Pyrénées
Cooperativas Agro-Alimentarias de Aragón
EcoLab, Laboratoire d'Ecologie et Environnement
Gipuzkoako Foru Aldundia – Diputación Foral Gipuzkoa
Gobierno España Medioambiente
Institut National Polytechnique (INP) – Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse (ENSAT)
Mairie de Monbéqui
Observatoire Midi-Pyrénées (OMP)
Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA)
Plataforma de Toledo en Defensa del Tajo
Pôle Eau
Syndicat Mixte d'Etudes et d'Aménagement de la Garonne (SMEAG)
Université de Toulouse
Université Toulouse III – Paul Sabatier



ACTORES QUE HAN PARTICIPADO CON ESPECIFICACIONES EN EL PROTOTIPO DE ATENAGUA:

ACTORES FRANCESES:

Association Départementale pour l'Aménagement des Structures des Exploitations Agricoles (ADASEA)
Association Réserve Géologique Saucats La Brède
Agence régionale de Santé (ARS) - délégation territoriale du Lot
Agglomération Sud Pays-Basque
ARS – délégation territoriale des Pyrénées-Atlantiques
BRGM
Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF)
Chambre d'agriculture de l'Aveyron
Chambre d'agriculture des Hautes-Pyrénées
Chambre d'agriculture du Tarn-et-Garonne
Conseil Général de l'Ariège
Conseil Général de la Gironde
Conseil Général de Haute-Garonne
Conseil Général des Landes
Conseil Général des Pyrénées-Atlantiques
Conseil Général du Tarn
Coopérative Agricole de Midi-Pyrénées
Direction Départementale des Territoires (DDT) du Gers
DDT Haute-Garonne
DDT Hautes-Pyrénées
DDT du Tarn
Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM) des Pyrénées-Atlantiques
Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Midi-Pyrénées
Etablissement Public Territorial du bassin de la Dordogne (EPIDOR)
EcoLab, Laboratoire d'Ecologie fonctionnelle et Environnement
Fédération Départementale des Associations Agréées pour la

Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques (FDAAPPMA) du Gers
Fédération de pêche du Tarn
Laboratoire Départemental de l'Eau (LDE) de Haute-Garonne
ONEMA
SMEAG
Syndicat des Trois Cantons
Syndicat Mixte du Bassin de l'Agout (SMBA)
Syndicat Mixte du Pays des Nestes
Syndicat Mixte de Restauration des Rivières de la Plaine de l'Ariège (SYRRPA)

ACTORES ESPAÑOLES:

Agencia del agua de Castilla-La Mancha
Agencia Vasca del Agua - Uraren Euskal Agentzia
Confederación Hidrográfica del Tajo
Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)
Diputación de Toledo
Gipuzkoako Foru Aldundia - Diputación Foral Gipuzkoa
Gobierno de Aragón
Ingennus urban consulting
Plataforma de Toledo en defensa del Tajo
Universidad de Castilla-La Mancha
Universidad del País Vasco – Euskal Herriko Unibertsitatea
Servicios de Txingudi – Txingudiko Zerbitzuak

ACTORES PORTUGUESES:

Instituto Superior Técnico



A la memoria de nuestro colega Bruno Faucon

www.attenagua-sudoe.eu

Bidasoa

Ebro

Tajo

Garonne

Para cualquier información:
ATTENAGUA
ECOLAB-Campus ENSAT
Avenue de l'Agrobiopole
Auzeville Tolosane, BP 32607
31326 Castanet Tolosan Cedex
FRANCE

Tél : 33 (0) 5 34 32 39 20 - Fax 33 (0)5 34 32 39 01

Courriel : jose-miguel.sanchez-perez@univ-tlse3.fr

