



FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL *Una manera de hacer Europa*



Informe sobre la estimación de las aportaciones de agua, sedimentos y nitrógeno a la laguna del Mar Menor desde las cuencas del Sur.

Valencia, mayo de 2018

Índice

1.- INTRODUCCIÓN	3
1.1.- MOTIVACIÓN Y OBJETIVOS.....	3
1.2.- EQUIPO DE TRABAJO	3
2.- CALIBRACIÓN DEL MODELO HIDROLÓGICO	4
2.1.- CALIBRACIÓN DE LA HIDROLOGÍA SUPERFICIAL	4
2.2.- CALIBRACIÓN DE LA HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA	7
3.- CALIBRACIÓN DEL SUBMODELO DEL CICLO DE SEDIMENTOS.....	11
4.- CALIBRACIÓN DEL SUBMODELO DEL CICLO DE NITRÓGENO.....	14
5.- VALIDACIÓN DEL MODELO EN SITUACIÓN ACTUAL.....	16
6.- BALANCES MEDIOS ANUALES EN SITUACIÓN ACTUAL Y CONCLUSIONES	19
ANEXO 1. REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA	23
ANEXO 2. DESCRIPCIÓN DEL MODELO TETIS	25
8.1.- CONCEPTUALIZACIÓN RESUMIDA DEL MODELO	25
8.2.- EL SUBMODELO DEL CICLO DE SEDIMENTOS EN TETIS	27
8.3.- EL SUBMODELO DEL CICLO DE NITRÓGENO	28

1.- INTRODUCCIÓN

1.1.- Motivación y objetivos

A petición del Gobierno de la Región de Murcia, el objetivo de este informe es entender el origen y el balance de los flujos de agua, sedimentos y nitrógeno de las cuencas sur del Mar Menor. Para ello, se ha implementado un modelo capaz de reproducir el ciclo hidrológico, ciclo de sedimentos y ciclo de nitrógeno, así como sus interacciones. Dadas las heterogeneidades espacial y temporal de los inputs y de las características de los procesos involucrados, el modelo ha sido necesariamente un modelo distribuido en el espacio con discretización espacial igual a 5 m y con discretización temporal diaria.

1.2.- Equipo de trabajo

Este informe ha sido elaborado por el Grupo de Investigación en Modelación Hidrológica y Ambiental (GIMHA, <http://lluvia.dihma.upv.es>) y el Grupo de Investigación en Ciencia y Tecnología Forestal (Re-Forest) del Instituto Universitario de Investigación de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA, <http://www.iiama.upv.es>) de la Universitat Politècnica de València (<http://www.upv.es>), dirigido por D. Félix Francés García, Dr. Ingeniero de Caminos, C. y P., catedrático de universidad.

2.- CALIBRACIÓN DEL MODELO HIDROLÓGICO

Dada la ausencia de información específica sobre caudales ha resultado imposible realizar una calibración convencional. Por este motivo, ésta se ha llevado a cabo en dos fases. En una primera fase se ha calibrado la hidrología superficial. Al tratarse de una zona con ríos efímeros exclusivamente, ha sido posible anular el flujo base y por lo tanto calibrar por separado los parámetros relativos a los procesos de almacenamiento estático, evapotranspiración, infiltración, escorrentía directa, percolación e interflujo. En la segunda fase, se ha calibrado la hidrología subterránea. Puesto que el acuífero Cuaternario es el único conectado al Mar Menor, sólo se han calibrado los parámetros que lo caracterizan, los acuíferos infrayacentes no se han incluido en el modelo por no ser de interés directo en este estudio. De esta forma, se han calibrado los parámetros que controlan el flujo subterráneo profundo y el flujo base, que anteriormente había sido anulado ya que la conexión en este caso es directamente con la laguna y no con los cauces.

2.1.- Calibración de la hidrología superficial

Para la calibración de la escorrentía superficial, se ha partido de los estudios de inundabilidad llevados a cabo por la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Región de Murcia (CAAMA, 2016a; CAAMA, 2016b). A partir de esta información ha sido posible calcular el hidrograma de periodo de retorno de 25 años en estado actual, de la cuenca de mayor superficie coincidente con las cuencas de estudio (Figura 1). Para ello se ha empleado el software HEC-HMS (HEC, 2000). Finalmente, el dato empleado para la calibración del modelo hidrológico ha sido el volumen correspondiente a este hidrograma, cuyo valor es 457000 m³.

De esta forma, el proceso de calibración hidrológico ha consistido en realizar de forma iterativa simulaciones para el periodo 1971-2016 en estado actual y un análisis de caudales extremos, hasta obtener un hidrograma de periodo de retorno de 25 años cuyo volumen sea aproximadamente el calculado con HEC-HMS. En la Tabla 2-1 se muestra el valor finalmente obtenido, cuyo error en volumen respecto al calculado es inferior al 1%. Adicionalmente, en la Figura 2 puede observarse el ajuste de la función de distribución Two-Component Extreme Value y en la Tabla 2-2 los volúmenes máximos anuales. El año 1971 no se ha incluido, se ha tomado como periodo de calentamiento.

En la carpeta denominada “Calibración hidrología superficial” se encuentra el proyecto que se ha empleado para la calibración, así como los resultados obtenidos.

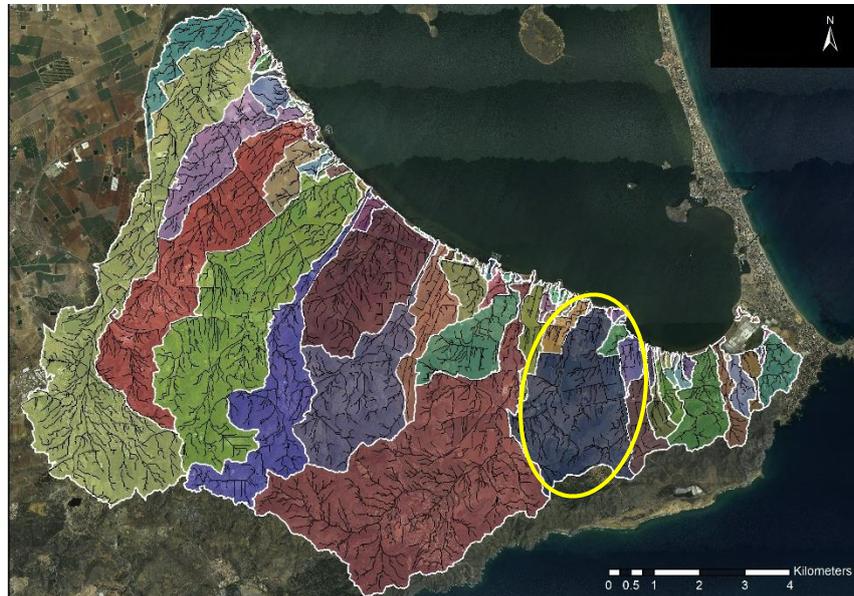


Figura 1 Cuenca seleccionada para la calibración

Tabla 2-1 Volumen de 25 años de periodo de retorno calculado y calibrado

Estudio de inundabilidad (HEC-HMS)	457000 m ³
Calibración (TETIS)	455016 m ³
Error en volumen	-0.43%

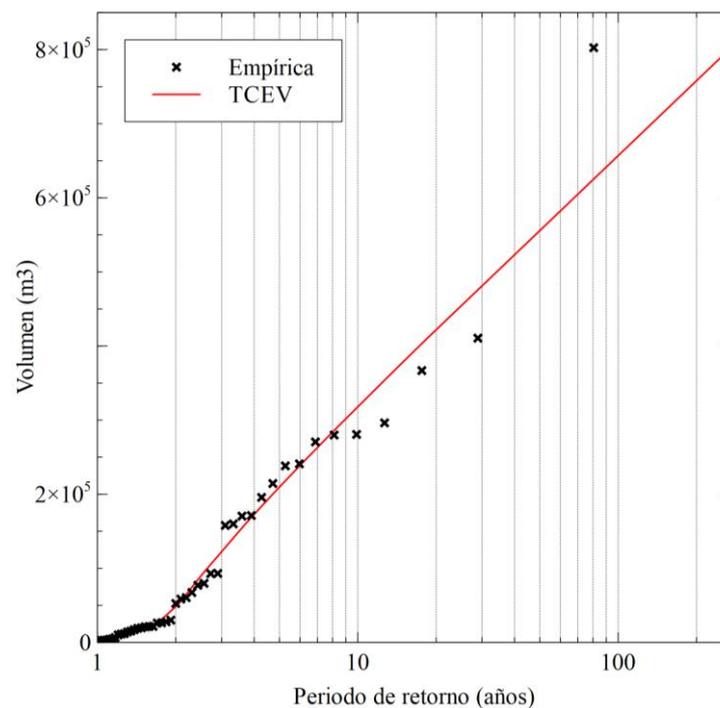


Figura 2 Ajuste de la función de distribución TCEV a los volúmenes máximos anuales

Tabla 2-2 Volúmenes diarios máximos anuales

Año	Volumen máximo anual (m ³)
1972	802585
1973	270588
1974	366908
1975	21475
1976	58529
1977	30089
1978	10128
1979	11855
1980	77141
1981	1091
1982	15339
1983	4810
1984	4321
1985	240990
1986	170470
1987	52564
1988	14140
1989	159965
1990	157860
1991	296306
1992	92840
1993	410657
1994	79737
1995	3172
1996	26223
1997	27892
1998	21691
1999	19712
2000	93116
2001	26481
2002	19019
2003	280680
2004	279894
2005	6565
2006	17198
2007	67381
2008	214473
2009	238252
2010	60459
2011	2664
2012	11329
2013	3269
2014	21084
2015	171308
2016	195749

2.2.- Calibración de la hidrología subterránea

La calibración de la hidrología subterránea se ha realizado en base al balance del acuífero Cuaternario del año 1990 llevado a cabo en el estudio del IGME de 1991 (IGME, 1991). El balance para este año de todo el Campo de Cartagena, según IGME (1991) es el que se muestra en la Figura 3. Teniendo en cuenta que la superficie de Cuaternario considerada en este estudio es de 1135 km², en el caso del acuífero Cuaternario, estos valores se han transformado a mm y son los que se muestran en la Tabla 2-3.

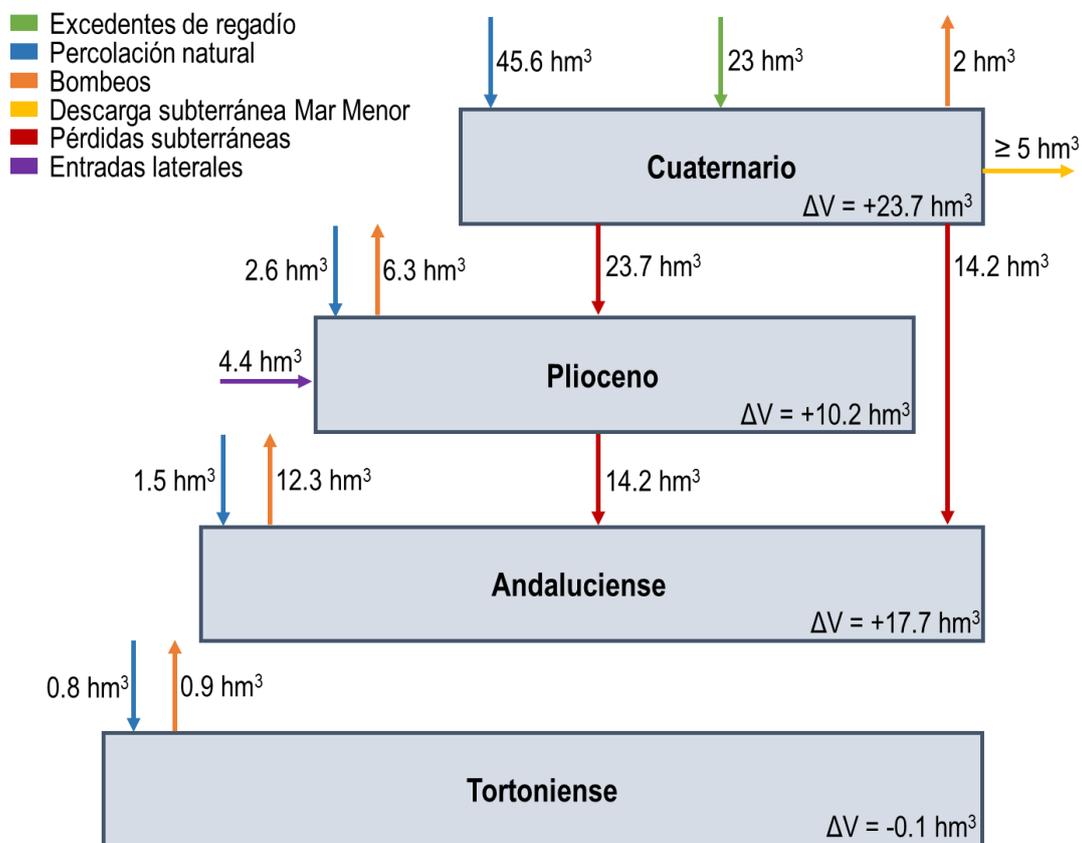


Figura 3 Esquema conceptual de la masa de agua subterránea Campo de Cartagena (IGME, 1991)

Tabla 2-3 Balance del acuífero Cuaternario para el año 1990 (IGME, 1991)

Percolación natural (Pc)	45.6 hm ³	40.2 mm
Excedente de riego (ER)	23 hm ³	20.3 mm
Bombeo (B)	2 hm ³	1.8 mm
Recarga acuíferos infrayacentes (Pd)	37.9 hm ³	33.4 mm
Flujo base al Mar Menor (FBMM)	≥ 5 hm ³	≥ 4.4
Variación de volumen (ΔV)	+23.7 hm ³	+20.9 mm

En este caso, dada la complejidad de la hidrogeología de la zona, que el balance del IGME (1991) es representativo de todo el Campo de Cartagena y que el punto de interés es la obtención de los balances medios anuales, se ha optado por simplificar la representación del acuífero. Éste se ha representado como una única celda en la zona de estudio, dividida verticalmente en dos almacenamientos, un almacenamiento superficial útil (conectado al Mar Menor) modelizado como un tanque lineal y un almacenamiento profundo (no conectado al Mar Menor). El esquema puede observarse en la Figura 4. Se ha considerado un volumen medio del acuífero completo de 12650 mm, que corresponde a un espesor medio de 55 m con una porosidad efectiva del 23% (Aragón et al., 2009).

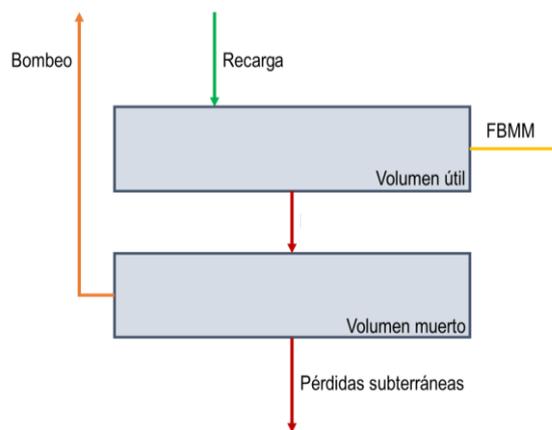


Figura 4 Esquema conceptual de la modelización del acuífero

Puesto que no se dispone de toda la información necesaria para reproducir las condiciones del año 1990, se ha optado por manejar dos escenarios: el escenario actual y un escenario actual anulando los inputs de riego, de forma que son dos escenarios extremos de cara a simular diferentes recargas del acuífero Cuaternario. Además, como volumen útil se han considerado 50 mm (IGME, 1991). Para estos dos escenarios se han obtenido los valores anuales de recarga del acuífero Cuaternario, que vienen fijados por la calibración de la hidrología superficial, y se han buscado los años que presentan una recarga más próxima a la calculada por el IGME (1991), 60.5 mm (Pc+ER). Posteriormente se han realizado simulaciones de forma iterativa buscando un valor de los parámetros que, para alguno de los años de recarga más similar a 60.5 mm en cada uno de los escenarios, cumpla las condiciones de: pérdidas subterráneas 33.4 mm (Pd), descarga subterránea al Mar Menor superior a 4.4 mm (FBMM) e incremento en volumen de 20.9 mm (ΔV). Puesto que no ha sido posible reproducir las condiciones de 1990, no es posible cumplir todas las condiciones al mismo tiempo, por lo tanto, se ha buscado cumplir las condiciones por separado, por un lado, las condiciones de pérdidas subterráneas y descarga subterránea al Mar Menor y, por otro lado, las de incremento de volumen y descarga subterránea al Mar Menor.

Consecuentemente, el resultado ha sido un rango para la capacidad de percolación al acuífero infrayacente y su coeficiente de descarga lineal. En la Tabla 2-4 se observan los balances del acuífero Cuaternario de los años seleccionados.

Tabla 2-4 Balances del acuífero Cuaternario empleados en la calibración de la hidrología subterránea

Condición 1: recarga 60.5 mm / pérdidas 33.4 mm / descarga Mar Menor ≥ 4.4 mm								
Riego	Año	Recarga (mm)	Bombeo (mm)	Pérdidas (mm)	Drenaje subterráneo Mar Menor (mm)	Incremento de volumen (mm)	Kps (mm/h)	Coef. Descarga
Sí	1980	60.11	1.8	32.82	13.89	+11.60	0.267	0.000665
No	1990	56.17	1.8	31.72	18.12	+4.53	0.229	0.000620
Condición 2: recarga 60.5 mm / incremento volumen 20.9 mm / descarga Mar Menor ≥ 4.4 mm								
Riego	Año	Recarga (mm)	Bombeo (mm)	Pérdidas (mm)	Drenaje subterráneo Mar Menor (mm)	Incremento de volumen (mm)	Kps (mm/h)	Coef. Descarga
Sí	2001	62.51	1.8	11.40	28.13	+21.17	0.038	0.001695
No	2000	55.62	1.8	13.60	20.12	+20.09	0.076	0.001100

Para obtener los parámetros en situación actual, los valores extremos de la capacidad de percolación al acuífero infrayacente y del coeficiente de descarga lineal se han cruzado dos a dos y se han realizado las cuatro simulaciones para el periodo 1971-2016. En situación actual se ha considerado que no existe un bombeo desde el acuífero Cuaternario ya que las concentraciones de nitrato en éste son muy elevadas. Los balances medios anuales del acuífero Cuaternario correspondientes a estas simulaciones son los que se muestran en la Tabla 2-5.

Tabla 2-5 Balances medios anuales del acuífero Cuaternario en situación actual

Kps (mm/h)	Coef. Descarga	Recarga (mm)	Bombeo (mm)	Pérdidas (mm)	Drenaje subterráneo Mar Menor (mm)	Nivel medio (mm)
0.038	0.000620	39.97	0	6.88	32.54	143.71
0.038	0.001695	39.97	0	6.88	32.48	52.41
0.267	0.000620	39.97	0	25.83	13.92	61.46
0.267	0.001695	39.97	0	25.83	13.90	22.43

Tal y como se observa en estos resultados la primera y la última combinación de parámetros engloban al resto, por lo tanto, los parámetros finalmente empleados para caracterizar el acuífero en situación actual son los que se muestran en la Tabla 2-6, lo que ha obligado a trabajar con dos modelos en el caso de la hidrología subterránea.

Tabla 2-6 Valores de los parámetros que caracterizan el acuífero Cuaternario

Kps (mm/h)	Coef. Descarga
0.038	0.000620
0.267	0.001695

En la carpeta “Calibración hidrología subterránea” se encuentran los proyectos que se han empleado para la calibración. Por motivos de tiempo de computación, se encuentran divididos por subcuencas. Además, se adjuntan los ficheros en formato Excel que recogen las simulaciones simplificadas del acuífero.

3.- CALIBRACIÓN DEL SUBMODELO DEL CICLO DE SEDIMENTOS

Puesto que tampoco existe información sobre caudales de sedimentos en la zona de estudio, en este caso tampoco ha sido posible realizar una calibración convencional. El modelo se ha calibrado partiendo del valor de pérdida de suelo media anual calculado mediante la formulación de la USLE (Renard et al., 1994):

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

donde: A es la pérdida de suelo media anual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), R es la erosividad de las precipitaciones ($\text{hJ cm m}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$), K la erosionabilidad del suelo ($t \text{ m}^2 \text{ h ha}^{-1} \text{ hJ}^{-1} \text{ cm}^{-1}$), LS el factor topográfico, C el factor de cultivo y P el factor de prácticas de conservación.

Se ha calibrado la misma cuenca que en el caso de la hidrología superficial. Para el cálculo de su pérdida de suelo media anual, los valores de los factores K , C y P se han obtenido de los mapas descritos en el informe (CAAMA, 2017). El valor del factor R se ha obtenido del mapa de isoclinas del factor R (Figura 5) realizado por el ICONA (ICONA, 1988). El factor LS se ha obtenido a partir de la relación con la pendiente establecida por Mintegui et al. (1993), y que se muestra en la Tabla 3-1.

Tabla 3-1 Valores del factor LS de la USLE según la pendiente

Pendiente (%)	Factor LS
3	0.5
12	2.4
18	4.4
24	6.7
30	10.7
60	18.5
70	21.8
100	28.5

Finalmente, los valores adoptados para cada una de los parámetros de la USLE son los que se muestran en la Tabla 3-2.

Tabla 3-2 Valores de los parámetros de la USLE para la cuenca de calibración

R	$100 \text{ hJ cm m}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$
K	$0.38 \text{ t m}^2 \text{ h ha}^{-1} \text{ hJ}^{-1} \text{ cm}^{-1}$
LS	2.50
C	0.10
P	1

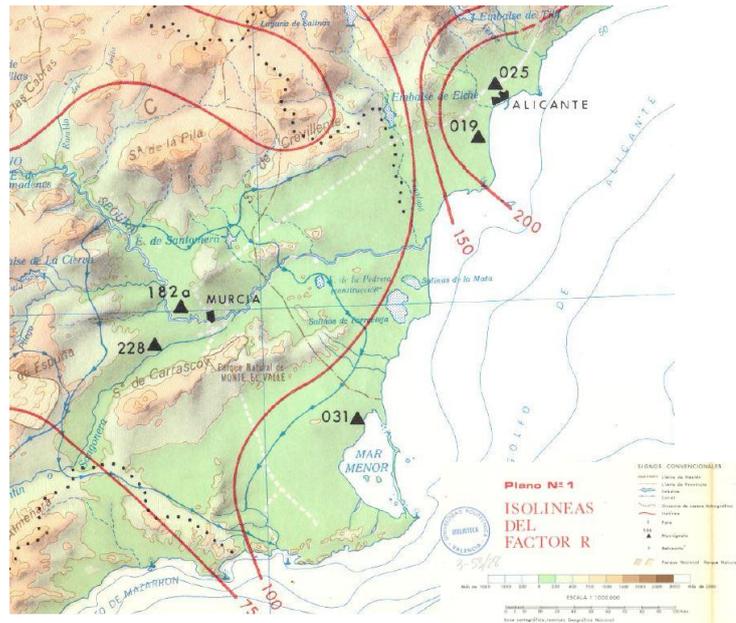


Figura 5 Mapa de isolinias del factor R (ICONA, 1988)

Como resultado de aplicar la ecuación, se obtiene una erosión media anual de 9.29 t/ha para la cuenca a calibrar. Partiendo de este dato, la calibración ha consistido en realizar simulaciones para el periodo 1971-2016 hasta ajustar los parámetros empleados por el modelo TETIS en el submodelo de sedimentos, de forma que la pérdida de suelo media anual en este periodo fuese lo más cercana a la calculada. En la Tabla 3-3 se muestra el valor finalmente obtenido, cuyo error en volumen respecto al calculado es inferior al 1%. Adicionalmente, en la Tabla 3-3 se muestran los valores de la erosión media anual obtenida para cada uno de los años.

Tabla 3-3 Valor de la pérdida de suelo media anual calculada según USLE y calibrada

Formulación USLE	9.29 t ha ⁻¹ año ⁻¹
Calibración (TETIS)	9.27 t ha ⁻¹ año ⁻¹
Error en volumen	-0.22%

El proyecto empleado para la calibración del ciclo de sedimentos es el mismo que el empleado en la calibración de la hidrología superficial y se encuentra en la carpeta "Calibración hidrología superficial".

Tabla 3-4 Pérdida de suelo media anual

Año	Pérdida de suelo media anual (t/ha)
1972	157.52
1973	22.79
1974	37.85
1975	0.42
1976	0.48
1977	0.29
1978	0.05
1979	0.08
1980	4.84
1981	0.00
1982	0.22
1983	0.00
1984	0.01
1985	18.21
1986	9.78
1987	1.19
1988	0.11
1989	6.38
1990	7.22
1991	31.06
1992	7.53
1993	48.53
1994	1.70
1995	0.00
1996	0.42
1997	0.94
1998	0.32
1999	0.28
2000	7.15
2001	0.53
2002	0.18
2003	26.65
2004	15.75
2005	0.01
2006	0.18
2007	2.24
2008	10.02
2009	15.27
2010	0.77
2011	0.00
2012	0.05
2013	0.00
2014	0.24
2015	6.69
2016	14.25

4.- CALIBRACIÓN DEL SUBMODELO DEL CICLO DE NITRÓGENO

Para la calibración del ciclo de nitrógeno se ha partido de rangos y valores recomendados en bibliografía (Wade et al., 2002; D'Odorico et al., 2003; Kimmins, 2004; Jung et al., 2010; García-Serrano, 2010; Rankinen et al., 2013; Weil y Brady, 2017). Para la calibración se ha empleado el periodo 2000-2011, dejando los dos primeros años (2000 y 2001) como periodo de calentamiento para el estado inicial de nitrógeno en el suelo. Los valores iniciales de los parámetros han sido modificados hasta cumplir con las demandas potenciales de los diferentes usos del suelo. En la Tabla 4-1 se muestran los valores de asimilación de nitrógeno anuales finalmente obtenidos según usos del suelo y las demandas potenciales de cada uno de ellos.

Tabla 4-1 Valores anuales de asimilación de nitrógeno para el periodo de calibración (kgN/ha)

Uso	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Media	Dem.
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	6.8	6.9	6.9	6.9	7.0	7.1	7.0	6.9	7.0	7.0	6.9	7
3	4.4	4.7	4.3	4.2	4.1	4.2	3.9	4.1	4.1	4.1	4.2	3
4	2.7	2.7	2.6	2.7	2.7	2.7	2.7	2.6	2.6	2.7	2.7	2.5
5	10.0	9.8	9.9	9.9	10.0	10.1	10.3	10.0	10.0	10.0	10.0	10
6	211.3	236.1	200.7	252.9	233.3	228.5	206.0	201.8	227.3	246.3	224.4	225
7	28.5	18.3	36.1	14.1	31.4	35.9	30.8	28.9	28.8	29.0	28.2	75
8	435.3	453.5	451.3	467.8	473.8	458.4	458.3	455.7	407.4	490.5	455.2	460
9	267.2	262.2	273.9	273.8	253.0	284.8	259.9	318.1	316.3	255.9	276.5	250
10	43.2	30.6	45.5	39.7	38.0	45.3	49.6	49.8	44.9	34.2	42.1	40
11	29.2	22.1	29.6	25.5	16.5	31.0	30.5	38.9	33.3	15.8	27.2	33
12	47.4	33.5	49.0	30.4	20.7	35.8	42.5	60.1	55.3	23.7	39.8	47
13	17.1	15.7	20.5	17.9	14.6	17.0	16.4	24.4	25.4	17.5	18.7	19
14	21.8	20.1	27.5	21.8	18.0	20.4	21.0	32.7	32.0	22.8	23.8	24
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	8.2	8.2	8.2	8.1	8.2	8.2	8.1	8.2	8.1	8.3	8.2	8
17	11.1	10.9	11.6	12.0	11.4	11.6	12.1	11.9	11.6	11.1	11.5	10
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

En el caso de los cultivos de secano (uso 7), puesto que la decisión de sembrar depende de si el año ha sido seco o húmedo, tal y como se ha comentado anteriormente, se ha decidido no abonar para evitar excesivas percolaciones de nitrógeno que no serían reales. Los parámetros de este uso del suelo no se han calibrado debido a este motivo, pero se han tomado los representativos de una zona arable.

En la carpeta “Calibración submodelo nitrógeno” se encuentran los proyectos que se han empleado para la calibración. Por motivos de tiempo de computación, se encuentran divididos por subcuencas.

5.- VALIDACIÓN DEL MODELO EN SITUACIÓN ACTUAL

Como validación se han empleado los valores de asimilación anual de cada uno de los usos del suelo del periodo temporal no empleado en calibración y los datos observados de concentración de nitrato en aguas subterráneas, que no han sido empleados anteriormente para la calibración. Por último, se han empleado los datos de los piezómetros situados en la zona de estudio.

La simulación se ha llevado a cabo para un total de 63 años, asumiendo repetición de clima a partir de 2016 (2000-2016-1971-2016), correspondiendo los dos primeros al mencionado periodo de calentamiento. En la Tabla 5-1 se observan los valores medios de asimilación de nitrógeno de cada uno de los usos del suelo para el periodo no empleado en la calibración, es decir, a partir del año 2012. Como puede observarse, las medias de asimilación de nitrógeno para cada uno de los usos del suelo permanecen muy cercanas a los valores de demanda potencial, salvo en el caso de las tierras de labor de secano (uso 7), que como en el caso del periodo de calibración, no ha sido abonado y por lo tanto no se puede alcanzar la demanda potencial.

Tabla 5-1 Valores medios anuales de asimilación de nitrógeno para el periodo de validación (kgN/ha)

Uso	Media	Demanda
1	0	0
2	7	7
3	4.4	3
4	2.7	2.5
5	9.9	10
6	226.3	225
7	15.8	75
8	462.4	460
9	273.4	250
10	41.9	40
11	22.2	33
12	32.8	47
13	17.0	19
14	21.3	24
15	0	0
16	8.2	8
17	11.3	10
18	0	0

En la Figura 6 se ha representado la variación de la concentración de nitrato con el tiempo. Puesto que no se ha podido saber si las concentraciones observadas pertenecen al volumen útil o al muerto, se han representado ambas concentraciones simuladas para cada uno de los volúmenes. Las

concentraciones de nitrato simuladas, en todos los casos pasan por la nube de puntos observada. En el caso del volumen muerto, dado el gran volumen del mismo, la concentración apenas varía a lo largo del tiempo. Pero en el caso del volumen útil, puede observarse cierta correlación entre los datos observados y los simulados, en el caso del modelo 2, que es modelo con menor volumen útil. Las concentraciones de amonio son despreciables.

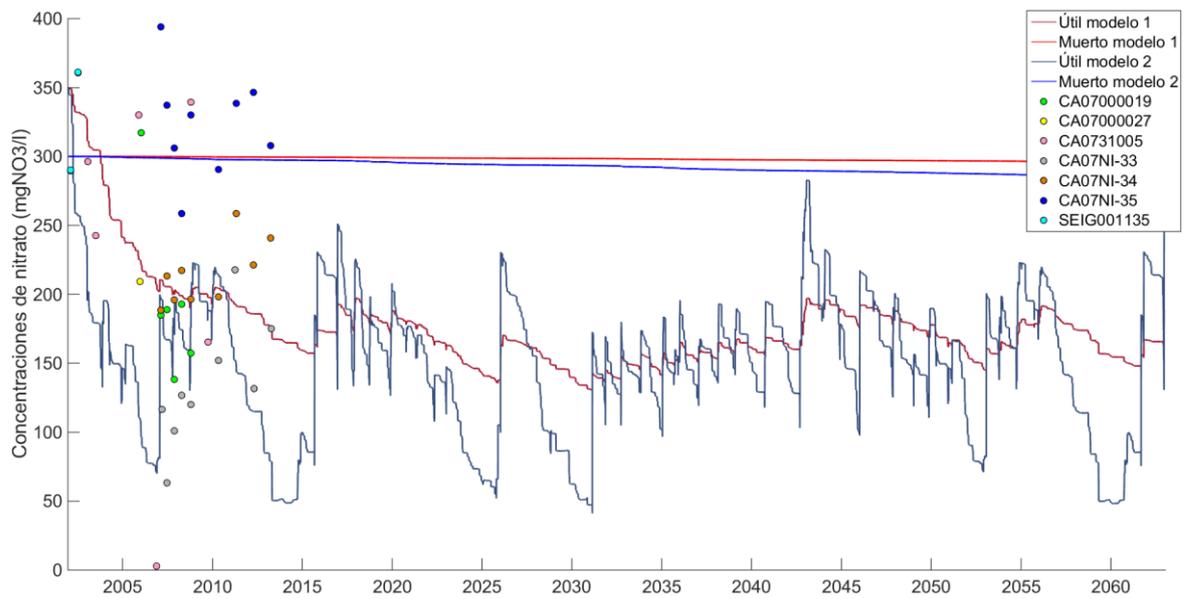


Figura 6 Evolución de las concentraciones simuladas en el acuífero Cuaternario

Para la comparación con los datos piezométricos, se han empleado los piezómetros de la

Figura 7. Estos datos no son directamente comparables, por lo que ha sido necesario realizar una normalización de los datos. Finalmente se ha optado por reescalar las series en el rango 0-1.

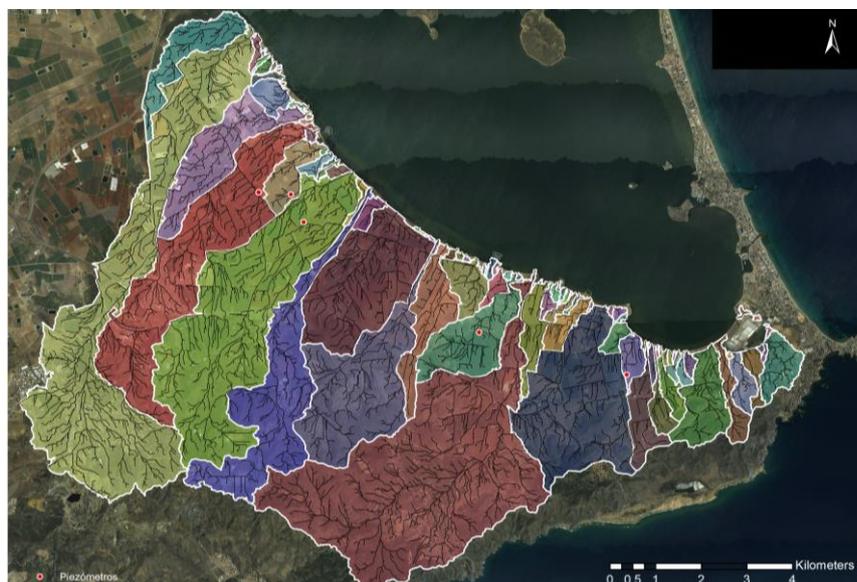


Figura 7 Localización de los piezómetros en la zona de estudio

De esta forma, en la Figura 8 se ha representado la evolución de los niveles de ambos modelos y los datos observados de los diferentes piezómetros. Además, se han calculado los coeficientes de correlación entre cada uno de los modelos y los diferentes piezómetros (Tabla 5-2). Tanto gráficamente como en los coeficientes de correlación, puede verse que salvo en el caso del piezómetro “CC035”, el nivel simulado sigue la misma tendencia que las observaciones en los piezómetros.

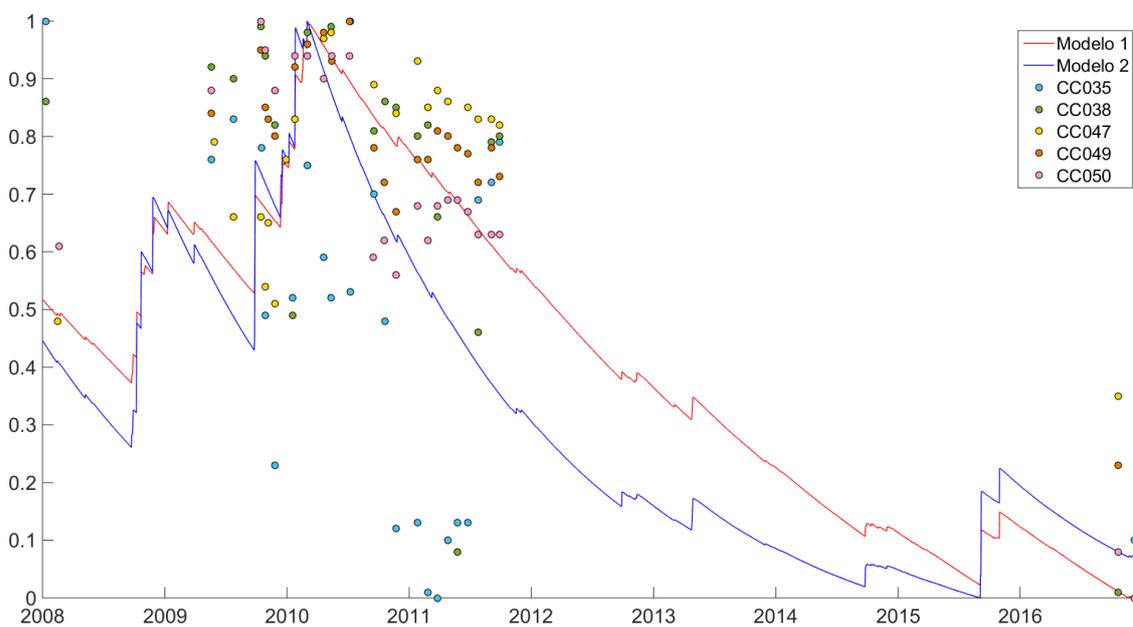


Figura 8 Comparación entre los niveles simulados y los datos observados en los piezómetros (normalizado)

Tabla 5-2 Coeficientes de correlación entre los modelos y los piezómetros

Piezómetro	Modelo 1	Modelo 2
CC035	0.09	0.22
CC038	0.76	0.72
CC047	0.89	0.61
CC049	0.88	0.83
CC050	0.76	0.84

En la carpeta “Validación submodelo nitrógeno” se encuentran los proyectos que se han empleado para la validación del modelo divididos por subcuencas. Además, se adjuntan los ficheros en formato Excel que recogen la simulación simplificada del acuífero para cada uno de los modelos.

6.- BALANCES MEDIOS ANUALES EN SITUACIÓN ACTUAL Y CONCLUSIONES

A continuación, se muestran los balances medios anuales obtenidos en situación actual. En la carpeta "Validación submodelo nitrógeno" los ficheros en formato Excel recogen la simulación simplificada del acuífero y los balances.

En la Figura 9 se muestra en forma de diagrama el balance hidrológico medio anual de la zona de estudio. Con unas entradas por riego y precipitación de 460 mm, prácticamente todo el volumen de agua es evapotranspirado (85% en términos relativos). Del excedente, 34.2 mm percolan hasta los acuíferos, presentado el acuífero Cuaternario una recarga media anual de 29.3 mm (Figura 10a) y 4.9 mm el resto de acuíferos a través de sus afloramientos en superficie (Figura 10b). Finalmente, las entradas al Mar Menor suponen 32.9 mm en forma de escorrentía y un volumen entre 10 y 25 mm en forma de descarga subterránea.

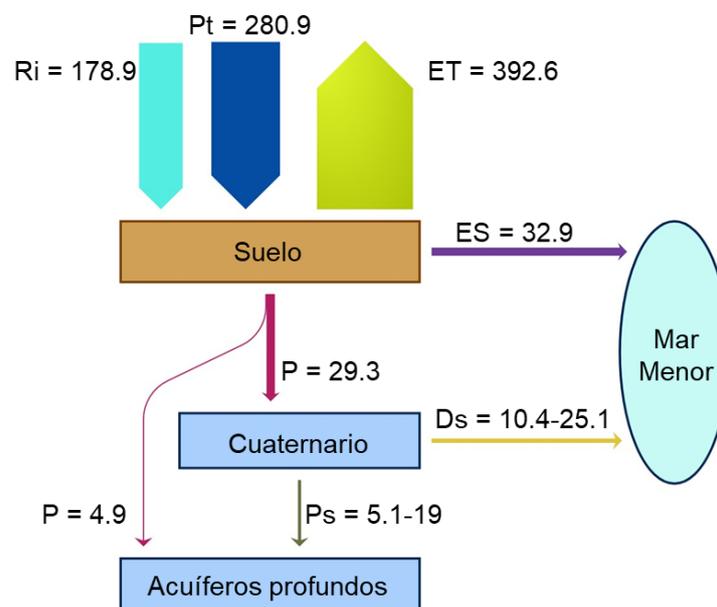


Figura 9 Balance hidrológico medio anual en situación actual (mm)

Una de las zonas que más percolación presenta es la zona de extracción minera, seguida de las tierras de labor en secano, que gran parte del año son suelos que permanecen desnudos. En el caso de los cítricos, la percolación es muy baja, pero en el caso de los cultivos hortícolas de regadío, sí que resulta importante, con valores en torno a los 35 mm anuales, lo que, a su vez, favorece la percolación de nitrógeno.

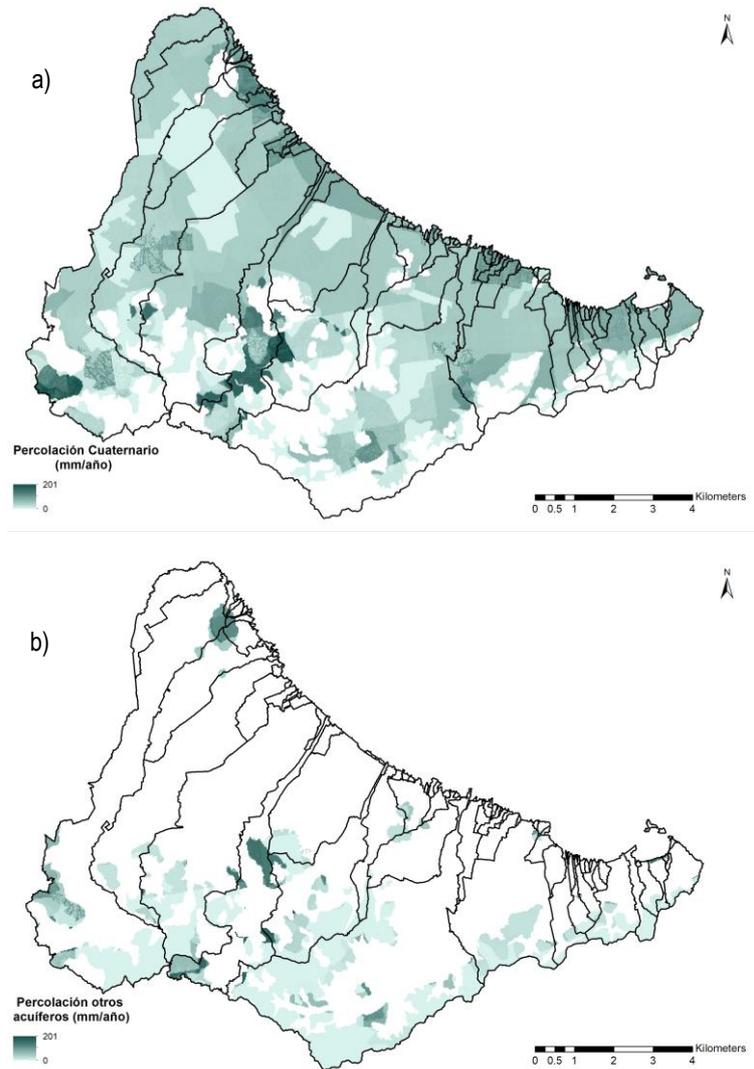


Figura 10 Mapas de recarga del acuífero Cuaternario (a) y del resto de acuíferos (b)

El balance de sedimentos medio anual es el que se muestra en la Tabla 6-1. A pesar de la elevada tasa de erosión, tan sólo un 17% llega al Mar Menor en forma de escorrentía. Gran parte de los sedimentos erosionados son depositados aguas abajo sin llegar a la laguna. En la Figura 11 se muestra el mapa de erosión media anual. La zona que resulta más erosionada es la zona de extracción minera, con valores superiores a las 10 t/ha anuales, que supone un riesgo moderado, e incluso superiores a 70 t/ha anuales, lo que supone un riesgo alto (Albaladejo et al., 1988).

Tabla 6-1 Balance sedimentológico medio anual en situación actual

Erosión	37.18 t/ha
	140427 m ³
Aporte de sedimentos al Mar Menor	6.34 t/ha
	23962 m ³
Sedimentos en endorreismos	2.34 t/ha
	8845 m ³
Sedimentos depositados	28.5 t/ha
	107620 m ³

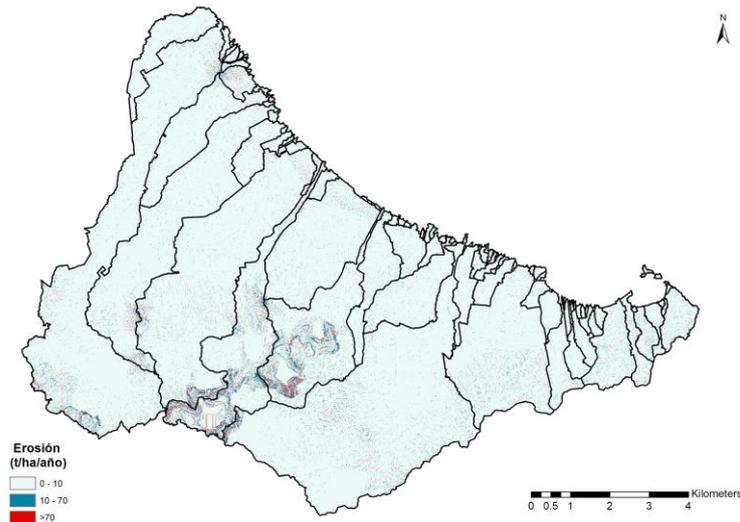


Figura 11 Mapa de erosión media anual en situación actual

En la Figura 12 se muestra el balance medio anual de nitrógeno en situación actual. El input principal de nitrógeno son los fertilizantes que se emplean en la zona agrícola. De los 233 kgN/ha, un 94% es asimilado por la vegetación, aun así, durante los eventos de precipitaciones 1.7 kgN/ha llegan a la laguna con el flujo de escorrentía superficial y 11.9 kgN/ha percolan hasta los acuíferos (Figura 13). Si nos centramos en la zona agrícola, la percolación de nitrógeno toma unos valores medios anuales de 25 kgN/ha. Estos valores son similares a los de otras cuencas de agricultura intensiva. En la revisión llevada a cabo por Pärn et al. (2012), la lixiviación media anual en las zonas de agricultura intensiva es de 15-70 kgN/ha y la escorrentía superficial lleva asociada un valor anual de 1.5-12 kgN/ha. Por último, cabe destacar que, dadas las elevadas concentraciones de nitrato en el acuífero Cuaternario, un volumen de nitrógeno entre 4 y 10 kgN/ha es descargado en la laguna a través de la conexión subterránea con la laguna. Lo que finalmente supone unas entradas al Mar Menor desde la zona de estudio de 5.7-12 kgN/ha.

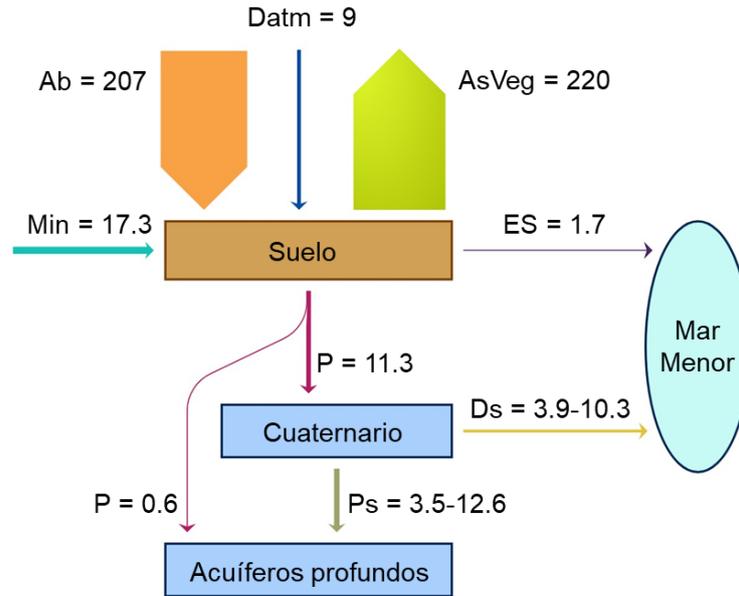


Figura 12 Balance de nitrógeno medio anual en situación actual (kgN/ha)

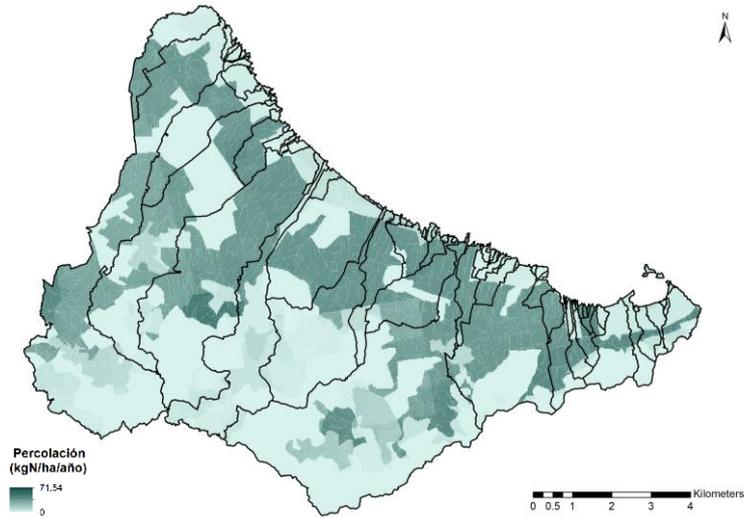


Figura 13 Mapa de percolación de nitrógeno en situación actual

ANEXO 1. REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- Albaladejo, J., Ortiz, R., Martínez-Mena, M. (1988). Evaluation and mapping of erosion risks: an example from S.E. Spain. *Soil Technology*, 1, pp. 77-87.
- Aragón, R., Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J.L., Hornero, J. (2009). Hidrogeología y recursos hídricos subterráneos en el área Campo de Cartagena – Mar Menor. En: *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Instituto Euromediterráneo del Agua, España, pp. 89-108.
- CAAMA (2016a). *Proyecto de acciones correctoras frente al riesgo de inundación en el entorno de la urbanización de Los Nietos. T.M. Cartagena (Murcia)*. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- CAAMA (2016b). *Proyecto de acciones correctoras frente al riesgo de inundación en el entorno de las urbanizaciones de Islas Menores y Mar de Cristal. T.M. Cartagena (Murcia)*. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- CAAMA (2017). *Informe sobre el análisis de afecciones de diferentes actuaciones en la zona sur del Mar Menor sobre aportaciones a la laguna de agua, sedimentos y nitrógeno (Parte 1)*. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- D’Odorico, P., Laio, F., Porporato, A., Rodriguez-Iturbe, I. (2003). Hydrologic controls on soil carbon and nitrogen cycles. II. A case study. *Advances in Water Resources* 26, pp. 59-70.
- García-Serrano, P., Ruano, S., Lucena, J.J., Nogales, M. (2010). El suelo, los nutrientes, los fertilizantes y la fertilización. En: *Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España.
- HEC (2000). *Hydrologic Modeling System HEC-HMS. Technical reference manual*. US Army Corps of Engineers. Hydrologic Engineering Center, Davis, CA.
- ICONA (1988). *Agresividad de la lluvia en España. Valores del factor R de la ecuación universal de pérdidas de suelo*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto de la Conservación de la Naturaleza
- IGME (1991). *Estudio hidrogeológico del Campo de Cartagena*. Instituto Geológico y Minero de España.

- Jung, Y.W., Oh, D.-S., Kim, M., Park, J.-W. (2010). Calibration of LEACHN model using LH-OAT sensitivity analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87, pp. 261-275.
- Kimmins, J.P. (2004). *Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry*. Pearson Prentice Hall, New Jersey, USA.
- Mintegui, J.A., De Simón, E., García- Rodríguez, J.L., Robredo, J.C. (1993). *La restauración hidrológico-forestal en las cuencas hidrográficas de la vertiente mediterránea. Información Técnica nº 22/93*. Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía.
- Pärn, J., Gilles, P, Mander, Ü. (2012). Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological Indicators* 22, pp. 4-15.
- Rankinen, K., Granlund, K., Futter, M. N., Butterfield, D., Wade, A.J., Skeffington, R., Arvola, L., Veijalainen, N., Huttunen, I., Lepistö, A. (2013). Controls on inorganic nitrogen leaching from Finnish catchments assessed using a sensitivity and uncertainty analysis of the INCA-N model. *Boreal Environment Research*, 18, pp. 373-386.
- Renard, K.G., Laflen, J.M., Foster, G.R., McCoo, D.K. (1994). The revised universal soil loss equation. *Soil erosion research methods*, pp. 105-124.
- Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W.W., Raat, K.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K., Lepistö, A. (2002). A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hidrology and Earth System Sciences* 6(3), pp. 559-582.
- Weil, R. R., Brady N. C. (2017). *The nature and properties of soils*. Pearson Education Limited, Edinburgh Gate, England.

ANEXO 2. DESCRIPCIÓN DEL MODELO TETIS

TETIS es un modelo conceptual, con parámetros de base física, distribuido en el espacio mediante la división en celdas cuadradas con una integración numérica de sus ecuaciones mediante diferencias finitas. Este modelo se ha desarrollado desde el año 1996 en la Universitat Politècnica de València, es de libre distribución en su versión para PCs y ha sido ampliamente utilizado en España y otros países del mundo. Se trata de un modelo global, en el sentido que reproduce todos los procesos hidrológicos importantes a escala de cuenca, por lo que puede utilizarse tanto en problemas de evaluación de recursos como de crecidas.

8.1.- Conceptualización resumida del modelo

El modelo hidrológico TETIS (Francés et al., 2007) está basado en una estructura de tanques en cada celda, interconectados vertical y horizontalmente y que representan los procesos de ladera y acuífero, como se esquematiza en la Figura 14. El acuífero se encuentra representado como un único tanque, mientras que la ladera se subdivide a su vez en cinco tanques que se corresponden con el manto de nieve, interceptación, almacenamiento en superficie y las zonas capilar (almacenamiento estático) y gravitacional del suelo (almacenamiento gravitacional). El resultado es la representación de la mayoría de los procesos hidrológicos: almacenamiento estático, evapotranspiración, infiltración, escorrentía directa, percolación, interflujo, flujo base y flujo subterráneo profundo. Aunque las ecuaciones que definen todos estos procesos pueden ser modificables, en la mayor parte de las aplicaciones prácticas han funcionado de forma excelente las versiones más simples (tanques lineales y umbrales de capacidad de flujo) con un total de 8 parámetros hidrológicos de celda. Las entradas del modelo son la precipitación, la evapotranspiración potencial.

La escorrentía directa, el interflujo y el flujo base se conectan con la red fluvial (conceptualizada con un tanque) como se indica en la Figura 15, mediante la definición de dos umbrales de áreas de drenaje. La red fluvial se divide en cárcavas y cauces, que pueden tener parametrizaciones diferentes a efectos de la propagación del agua. Las laderas (escorrentía directa e interflujo) se conectan a la red de cárcavas, y sólo cuando aparece un flujo permanente proveniente de la conexión del flujo base de los acuíferos se tiene la red de cauces. La propagación en la red fluvial se resuelve con la hipótesis de la onda cinemática, estimando las características hidráulicas en todas las celdas haciendo uso de relaciones morfométricas de tipo potencial en lo que se denomina Onda Cinemática Geomorfológica.

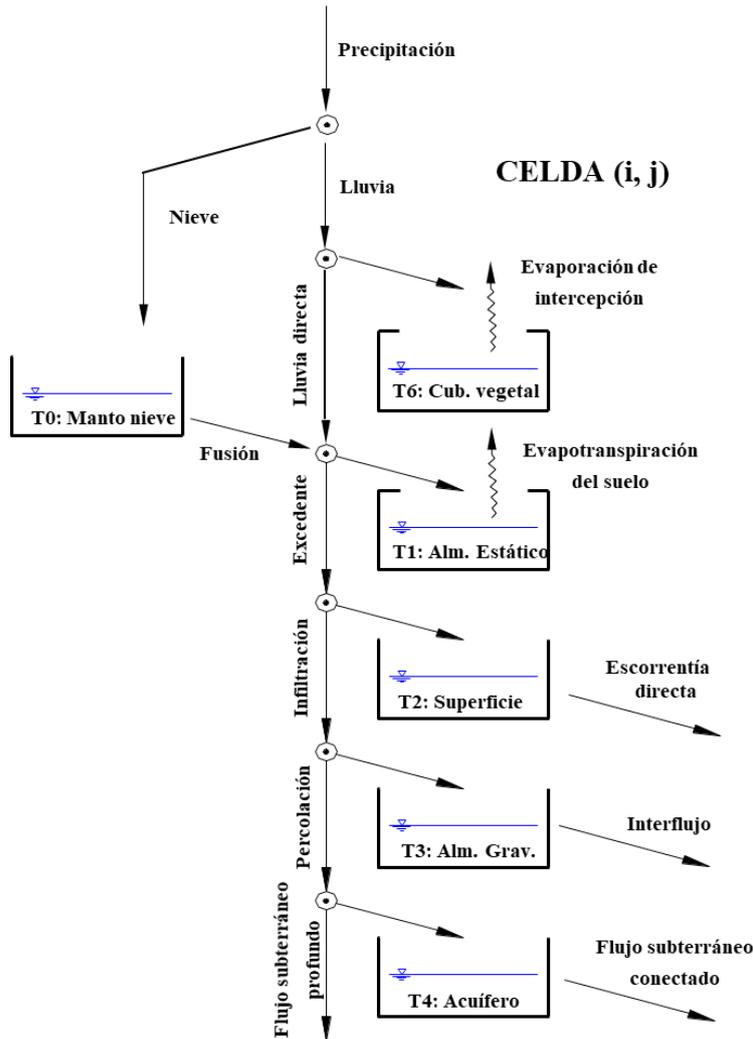


Figura 14 Esquema conceptual del ciclo hidrológico para una celda en el modelo TETIS

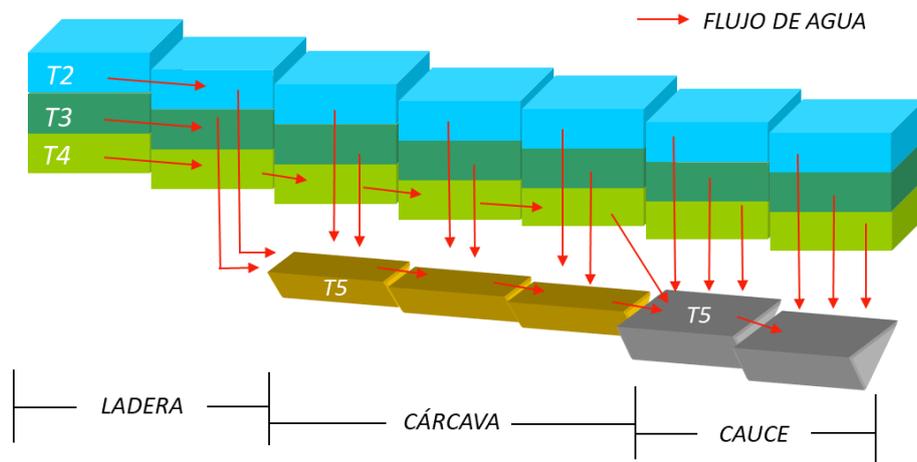


Figura 15 Esquema de conexiones horizontales del ciclo hidrológico en el modelo TETIS

Presenta una estructura separada de sus parámetros efectivos, de tal forma que el valor efectivo en una celda de un parámetro determinado es el resultado de la multiplicación del valor del mapa

correspondiente estimado inicialmente por un factor corrector, que es común para todas las celdas, aunque diferente para cada parámetro. De esta forma el número de variables a calibrar se reduce drásticamente, ya que son sólo 9 los factores correctores (ocho de procesos de celda y uno de propagación en la red fluvial) a calibrar en vez de 9 veces el número total de celdas de la cuenca. Con ello se facilita enormemente la etapa de calibración del modelo y, además, es posible el uso de algoritmos de optimización automática para la búsqueda de un conjunto de factores correctores óptimo. Para esto último, TETIS utiliza el algoritmo SCE-UA, acrónimo de “*Shuffled Complex Evolution*” de la “*University of Arizona*”.

8.2.- El submodelo del ciclo de sedimentos en TETIS

El sub-modelo sedimentológico TETIS (Bussi et al., 2014) está basado en la formulación desarrollada en el modelo CASC2D-SED (Julien y Rojas, 2002). Este modelo simula los procesos de sedimentos en ladera en dos dimensiones, mientras que en canales la aproximación es unidimensional. En el modelo TETIS tanto los procesos en ladera como en canales son unidimensionales. Las tasas de producción, transporte y depositación están controladas por dos características: la disponibilidad de sedimentos en la cuenca y la capacidad de transporte de la corriente. El transporte de materiales finos está limitado por la disponibilidad de sedimentos en la cuenca, mientras que el transporte de materiales gruesos por la capacidad de transporte del flujo. Además, la velocidad necesaria para que una partícula se mueva a través de la corriente depende del tamaño de la partícula. El modelo separa las partículas en tres categorías de tamaño: arena, limo y arcilla; cada una de ellas con unas características físicas. El proceso de producción, transporte y depositación de sedimentos tanto en laderas como en canales ha sido implementado en este sentido para simular el proceso descrito.

En zonas de ladera, el modelo utiliza la ecuación de Kilinc y Richardson modificada de capacidad de transporte (Julien, 2010a,b), que permite considerar los efectos de los usos del suelo, las prácticas de cultivo y las características de los suelos empleando para ello los siguientes factores propuestos según la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (USLE): K (factor de erosionabilidad), C (factor de cultivo) y P (factor de prácticas de conservación). La capacidad de transporte calculada se utiliza en primer lugar para la propagación de los sedimentos aguas abajo y en segundo lugar, si aún queda capacidad de transporte, el suelo es erosionado proporcionalmente al porcentaje de la fracción de tamaño correspondiente de material parental (Figura 16).

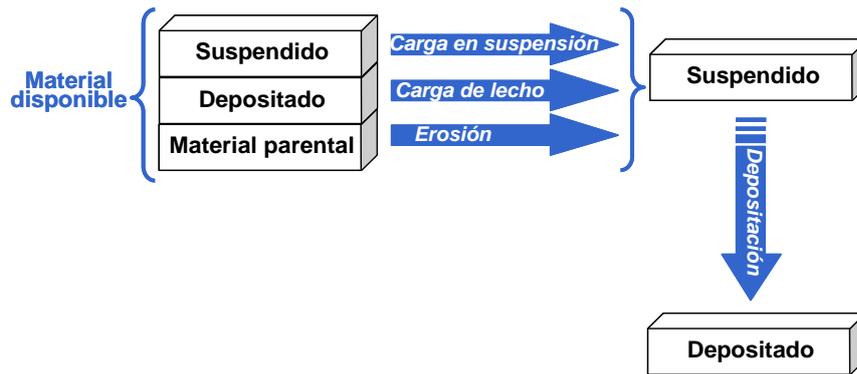


Figura 16 Esquema de los procesos de sedimentos en ladera del modelo TETIS

Por su parte, el transporte de los sedimentos en cárcavas y cauces se lleva a cabo usando la ecuación de Engelund y Hansen (Engelund y Hansen, 1967). Esta formulación depende de parámetros hidráulicos (radio hidráulico, velocidad de flujo y ángulo de fricción) y las características de las partículas (gravedad específica y diámetro). En este caso, para cada fracción de tamaño, una vez se sustrae la cantidad de sedimentos transportados en suspensión en función de la capacidad de transporte calculada, el material del lecho es transportado usando la capacidad de transporte en exceso. En el caso de cárcavas y cauces, no se considera explícitamente la erosión del material parental.

La calibración del submodelo sedimentológico de TETIS se realiza a través el ajuste de tres parámetros, o factores correctores: α que es un coeficiente multiplicativo de la fórmula de Killinc y Richardson modificada empleada para las laderas; y, β_1 y β_2 que son coeficientes multiplicativos de la fórmula de Engelund y Hansen empleada en cárcavas y cauces respectivamente.

8.3.- El submodelo del ciclo de nitrógeno

El sub-modelo de nitrógeno TETIS está basado en la formulación de los modelos INCA-N (Wade et al., 2002) y EU-Rotate_N (Rahn et al., 2007). El modelo INCA-N es un modelo espacialmente semidistribuido que simula los procesos del ciclo del nitrógeno a escala de cuenca. En cambio, el modelo EU-Rotate_N es un modelo desarrollado a escala de parcela que simula el ciclo del nitrógeno únicamente en el suelo, pero que considera la vegetación como una variable de estado, por lo que es capaz de realizar un cálculo más preciso del nitrógeno asimilado por la vegetación.

En el modelo TETIS el ciclo del nitrógeno se modeliza de igual forma que en el modelo INCA-N, con la diferencia de que se ha incorporado el nitrógeno orgánico como forma nitrogenada a evaluar y su

acoplamiento al ya existente sub-modelo de sedimentos. Esta última mejora, permite evaluar no sólo el volumen de nitrógeno transportado en disolución, sino también el transportado adsorbido a los sedimentos. Además, para poder modelizar de forma más precisa la asimilación de nitrógeno por parte de la vegetación en las zonas con cultivos hortícolas o herbáceos, el modelo TETIS incorpora una subrutina de crecimiento basada en el modelo EU-Rotate_N.

En la Figura 17 se muestra el esquema conceptual del modelo en las zonas de ladera. Los procesos de transformación del nitrógeno están representados mediante cinéticas de primer orden corregidas por temperatura y humedad, a excepción de los procesos de fijación y deposición atmosférica, que están representados por cinéticas de orden cero, y los procesos de adsorción y desorción de amonio que se modelizan a través del coeficiente de partición que mantiene el equilibrio entre ambas fases. La transmisión vertical y horizontal del nitrógeno disuelto se modeliza mediante transporte advectivo con la masa de agua y siguiendo el esquema de conexiones verticales y horizontales del modelo hidrológico. El transporte de nitrógeno debido a los procesos de erosión y sedimentación, se modelizan mediante un balance de masas.

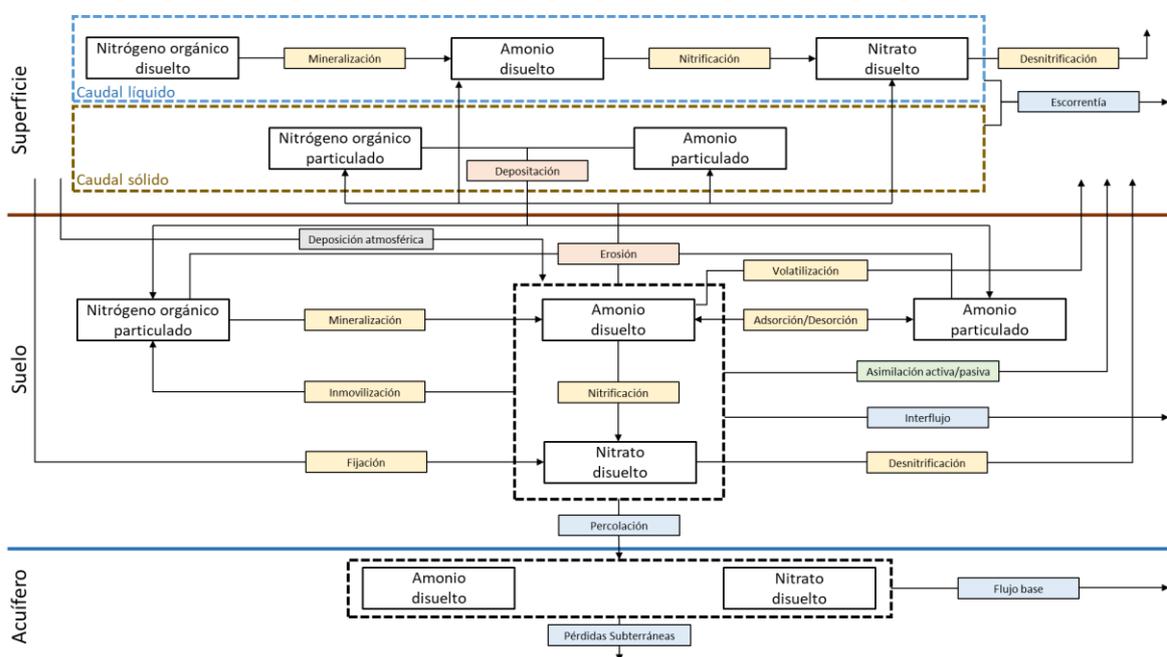


Figura 17 Esquema conceptual de los procesos de nitrógeno en ladera del modelo TETIS

Si se precisa modelizar una zona con cultivos hortícolas o herbáceos, los requisitos de nitrógeno son muy diferentes según el cultivo y la fase de desarrollo en la que se encuentre. Por ello, TETIS emplea una subrutina que simula el crecimiento de la vegetación y permite considerar una rotación anual de

cultivos en la misma celda. De esta forma la extracción potencial diaria es calculada en cada diferencial de tiempo según el estado de la vegetación.

Los parámetros a calibrar dependen del tipo de vegetación, a excepción del coeficiente de partición que es el que gobierna los procesos de adsorción/desorción y que presentará un valor para cada celda y un factor corrector. En zonas de ladera los parámetros tienen un valor según uso del suelo (9 parámetros por uso del suelo): constante de mineralización, inmovilización, volatilización, nitrificación, desnitrificación, fijación, coeficiente de difusión, demanda potencial y preferencia de NO_3 . En cárcavas y cauces, tan sólo hay procesos en el volumen de agua, por lo que tan sólo se consideran tres parámetros: constante de mineralización, nitrificación y desnitrificación.

Para la subrutina que simula el crecimiento de los es necesario definir el número de cultivos que están en rotación, con sus respectivas fechas de siembra y cosecha, el peso seco en la fecha de plantación y el coeficiente de cubierta; y el peso seco esperado en la fecha de cosecha y su coeficiente de cubierta, así como la temperatura base para el crecimiento y los coeficientes a y b que permiten el cálculo del crecimiento y que se encuentran tabulados según cultivo (Rahn et al., 2007)