



UNIVERSITATEA BUCUREȘTI
FACULTATEA DE GEOLOGIE ȘI GEOFIZICĂ
ȘCOALA DOCTORALĂ DE GEOLOGIE

TEZĂ DE DOCTORAT ÎN GEOLOGIE

**SISTEMUL ECO-HIDROGEOLOGIC AL CORPULUI DE APĂ
SUBTERANĂ ROIL16 – CÂMPIA VLĂSIEI: IDENTIFICARE,
MODELARE, CONEXIUNI**

- REZUMAT -

Coordonator Științific:

Prof. Dr. Ing. Daniel SCRĂDEANU

Doctorand:

Ing. Teodora Alexandra VASILE

BUCUREȘTI

2021

CUPRINS

INTRODUCERE	3
1. ABORDAREA CERCETĂRILOR PRIVIND EVALUAREA DINAMICII APEI SUBTERANE ȘI A INTERACȚIUNII CU ECOSISTEMELE TERESTRE.....	4
2. MODALITĂȚI ȘI METODE UTILIZATE.....	5
2.1 Metode și principii de modelare numerică	5
2.2 Evaluarea hidrostructurii acvifere prin metode geostatistice	5
2.3 Metode de analiză a calității apei subterane	6
2.4 Metodologii de analiză a conexiunilor dintre corpurile de apă subterană și ecosistemele terestre	6
2.4.1 Metodologia de analiză pentru identificarea ecosistemelor terestre direct dependente de apa subterană	6
2.4.2 Metodologia de analiză a ecosistemelor terestre dependente de apa subterană ...	7
3. EVALUAREA SISTEMULUI ECO-HIDROGEOLOGIC AL CORPULUI DE APĂ SUBTERANĂ CÂMPIA VLĂSIEI-ROIL16.....	8
3.1 Ocurența apei subterane de mică adâncime din zona de studiu și fundamentarea științifică a comportamentului cantitativ, calitativ și ecologic	9
3.2 Baza de date.....	10
3.3 Modelul conceptual al acviferului de mică adâncime	11
3.3.1 Schematizarea spațială a corpului de apă subterană Câmpia Vlășiei	11
3.3.2 Schematizarea parametrică a corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlășiei.....	16
3.3.3 Schematizarea hidrodinamică a structurii de mică adâncime.....	17
3.4 Modelarea matematică a procesului de curgere a apei subterane.....	19
3.5 Evaluarea conexiunilor dintre acviferul de mică adâncime și ecosistemele terestre în regim natural de curgere	20
3.5.1 Identificarea ecosistemelor potențial dependente de apa subterană și analiza gradului de dependență ale acestora față de acviferul de mică adâncime	20
3.6 Comportamentul ecosistemelor terestre în condiții de stres hidrodinamic și a variației regimului hidrochimic	25
3.6.1 Evaluarea dependenței ecosistemelor terestre de regimul hidrodinamic.....	25
3.6.2 Evaluarea dependenței ecosistemelor terestre de regimul hidrochimic al acviferului de mică adâncime	30
3.7 Simularea procesului de curgere a apei subterane în diferite condiții de stres și a modificării calității acesteia în urma unei poluării accidentale în relație cu ecosistemele terestre dependente	35
3.7.1 Simularea procesului de curgere a apei subterane în condițiile exploatării unor foraje hidrogeologice și relația cu ecosistemele terestre dependente	35
3.7.2 Simularea procesului de transport al unui contaminant și relațiile cu ecosistemele terestre dependente.....	37
CONCLUZII.....	39
BIBLIOGRAFIE SELECTIVĂ	41

INTRODUCERE

Prezenta teză de doctorat abordează două sisteme complexe naturale: apa subterană și ecosistemele terestre. Acestea prezintă caracteristici cantitative și calitative specifice, o dinamică proprie și au capacitatea de a interacționa în natură, în mod direct sau indirect sau pot exista independent.

Subiectul tezei de doctorat se încadrează în contextul problematicilor actuale de importanță națională și internațională, referitoare la conservarea și protecția apelor subterane și a biodiversității. Analizele informațiilor geologice, hidrogeologice și ecologice au fost realizate în acord cu cerințele Directivei Cadru Apă [DCA] 2000/60/CE, cu prevederile Legii Apelor nr. 107 din 25 septembrie 1996 cu completările și actualizările ulterioare și cu Directivele și Legile derivate care vor fi prezentate în cadrul tezei.

Teza de doctorat a fost realizată cu scopul de a contribui la protecția resurselor de apă subterană de mică adâncime și respectiv a ecosistemelor terestre analizate. Un obiectiv important al tezei constă în identificarea și cunoașterea în detaliu a hidrostructurii de mică adâncime și a ecosistemelor terestre. Prin intermediul celui de-al doilea obiectiv, se propune punerea în evidență a conexiunilor dintre sistemul hidrogeologic cu cel ecologic, în vederea identificării posibilelor relații de dependență a ecosistemelor terestre față de apa subterană sau a interacțiunii acestora din punct de vedere cantitativ și calitativ.

Modalitățile de atingere a obiectivelor tezei au constat în evaluarea și interpretarea datelor geologice, hidrogeologice și hidrochimice prin intermediul instrumentelor de analiză: statistice, a celor de prelucrare a datelor calitative a apei subterane și prin modelarea numerică a hidrostructurii de mică adâncime cu ajutorul căruia s-au simulat procesele de curgere a apei subterane în condițiile exploatării unor foraje hidrogeologice și a transportului de poluanți în relație cu comportamentul ecosistemelor terestre la schimbările regimului apelor subterane. Aceste analize au fost completate cu informații ecologice, investigate prin aplicarea a două metodologii prezentate în studiile realizate de către Asociația Hidrogeologilor din România (A.H.R.), în anul 2015: *”Studiu privind Metodologia de analiză a interdependenței dintre corpurile de apă subterană și ecosistemele terestre cu identificarea ecosistemelor terestre direct dependente de apa subterană în conformitate cu prevederile Directivei Cadru Apă 2000/60/EC și Directivei 2006/118/EC”* și respectiv în anul 2018 *”Dezvoltarea metodologiei privind ecosistemele terestre dependente de corpurile de apă subterană și analiza interdependenței acestora în conformitate cu prevederile*

Directivei Cadru Apă 2000/60/EC și a Directivei 2006/118/EC privind protecția apelor subterane împotriva poluării și a deteriorării” (Scrădeanu et al., 2015, 2018).

Atingerea obiectivelor propuse în prezenta teză s-a realizat prin utilizarea instrumentelor de analiză a datelor și respectiv a celor două metodologii care pun în evidență posibilele conexiuni dintre acviferul freatic și ecosistemele terestre într-o zonă de studiu, reprezentată de către corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei, siturile de importanță comunitară [SCI] ROSCI0244 – Scroviștea, ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței, habitatele Natura 2000 și categoriile de utilizare ale terenului, Corine Land Cover 2000 [CLC 2000] asociate.

1. ABORDAREA CERCETĂRILOR PRIVIND EVALUAREA DINAMICII APEI SUBTERANE ȘI A INTERACȚIUNII CU ECOSISTEMELE TERESTRE

Metodele utilizate în cadrul prezentei teze, prin care s-a evaluat dinamica apei subterane de mică adâncime și interacțiunea acesteia cu ecosistemele terestre au fost reprezentate de: modelarea matematică a curgerii apei subterane și metode de analiză, interpretare, metodologii pentru evaluarea conexiunilor dintre ecosistemele terestre și apa subterană.

Răspândit pe scară largă la nivel internațional și național, conceptul de modelare matematică al unui acvifer reprezintă un instrument util, aplicat cu succes în multe țări și în zone geologice diferite. Această metodă este utilizată pentru cunoașterea hidrostructurii și analizarea relațiilor dintre acvifer și diverse obiective științifice, economice sau de management, precum: apele de suprafață, ecosistemele terestre și acvaticice, exploatarea de captări subterane, transport de poluanți, calcule de resurse și rezerve, delimitări de zone de protecție sanitară și perimetre de protecție hidrogeologice etc. (Luoma et al., 2021; Radelyuk et al., 2021; Tziatzios et al., 2021; Omar et al., 2021; Zeferino et al., 2021 etc.)

Referitor la evaluarea relațiilor dintre apa subterană, apa de suprafață și ecosistemele terestre, în cercetările internaționale au fost utilizate diverse metode de analiză și metodologii. Majoritatea țărilor europene cât și o parte din cele care nu sunt membre ale Uniunii Europene au utilizat rețeaua Natura 2000 pentru a identifica habitatele potențial dependente de apa subterană. Țările au utilizat diverse metode bazate pe criteriile hidrogeologice și ecologice, cât și pe evaluarea ”expert judgement” pentru a clasifica și a identifica ecosistemele potențial dependente de apa subterană. Toate țările au avut în vedere o analiză a relațiilor dintre habitate – apă de suprafață – apă subterană, astfel încât pe baza

corelării datelor geologice, hidrogeologice și ecologice să fie identificate relațiile dintre ecosisteme și structurile hidrogeologice, cât și gradul de dependență ale acestora de subteran (European Commission, 2014; Retike et al., 2020). Protecția și conservarea ecosistemelor terestre constituie un subiect destul de actual, complex și în general greu de dezbătut, în relație cu apele de suprafață și subterane, datorită necesității unor seturi de informații reale atât geologice, hidrogeologice, hidrochimice, hidrologice, pedologice, climatologice, cât și biologice. Studiile au indicat în general că, la nivel local, cercetarea posibilelor conexiuni dintre ecosistemele terestre și apa subterană se poate realiza prin aplicarea unor metode și criterii hidrogeologice și ecologice (Wang et al., 2021; Zhou și Zhao, 2021; Java et al., 2021; Fontúrbel et al., 2021 etc.).

2. MODALITĂȚI ȘI METODE UTILIZATE

Modalitățile și metodele principale aplicate în vederea atingerii obiectivelor tezei au constat în: metode și principii de modelare numerică, evaluarea hidrostructurii acvifere prin metode geostatistice, metode de analiză a calității apei subterane, metodologii de analiză a conexiunilor dintre corpurile de apă subterană și ecosistemele terestre.

2.1 Metode și principii de modelare numerică

În cadrul tezei a fost realizat un model numeric al acviferului de mică adâncime prin intermediul programului MODFLOW 2005, specializat pentru modelarea curgerii apei subterane prin metoda diferențelor finite (De Filippis et al., 2019). Etapele principale ale modelării matematice a acviferului analizat au constat în realizarea: unui model conceptual prin intermediul schematizărilor spațiale, parametrice și hidrodinamice, care ulterior a fost transpus sub forma unui model numeric. Acesta a fost calibrat și utilizat pentru evaluarea relațiilor dintre apa subterană și ecosistemele terestre din punct de vedere cantitativ și calitativ (Palcu, 2003; Scrădeanu și Gheorghe, 2007).

2.2 Evaluarea hidrostructurii acvifere prin metode geostatistice

În scopul identificării distribuției spațiale a parametrilor utilizați în realizarea modelului matematic de curgere a apei subterane (litologie, conductivitate hidraulică, transmisivitate) a fost utilizată metoda geostatistică de prelucrare a datelor, *Kriging-ul punctual ordinar*. Instrumentele geostatistice utilizate au constat în: histograma nominală, variogramele omnidirecționale cu o toleranță direcțională de 90°, variograme direcționale, variograme de suprafață, parametrii de anizotropie determinați, modelele de variograme

calibrate (Isaaks și Srivastava, 1989; Scrădeanu, 1996, 2001; Caers, 2002; Ortiz și Emery, 2006; Thompson et al., 2010).

2.3 Metode de analiză a calității apei subterane

Analiza calității apei subterane s-a realizat în două etape: stabilirea tipului chimic al apei subterane pentru acviferul analizat și evaluarea relației dintre regimul hidrochimic al acviferului și ecosistemele terestre dependente de apa subterană.

În prima etapă, caracterizarea acviferului în funcție de principalii ioni și caracteristicile fizico-chimice ale apei s-a realizat pe baza analizelor chimice de la forajele de monitorizare. Instrumentele principale de prelucrare a datelor chimice au constatat în hărți cu variația parametrilor (temperatură, pH, raportul de adsorbție a sodiului – SAR), grafice și diagramele Piper și Schoeller – Berkloff.

În etapa a doua, relațiile dintre regimul hidrochimic al acviferului și ecosistemele terestre dependente de apa subterană au fost analizate prin intermediul metodologiei menționate în *Introducere*, elaborată de către A.H.R., în anul 2018 (Scrădeanu et al., 2018). Metodele de analiză utilizate au constatat în realizarea: graficelor cu variațiile în timp a parametrilor chimici analizați, a hărților cu izoconcentrațiile indicatorilor și respectiv a celor cu distribuția amplitudinii maxime de variație a concentrațiilor înregistrate. Aceste informații au fost corelate cu ecosistemele terestre dependente de apa subterană.

2.4 Metodologii de analiză a conexiunilor dintre corpurile de apă subterană și ecosistemele terestre

Relațiile de interacțiune dintre apele subterane și ecosistemele terestre au fost analizate prin intermediul a două metodologii, elaborate de către A.H.R., în anul 2015 și respectiv 2018 (Scrădeanu et al., 2015, 2018).

2.4.1 Metodologia de analiză pentru identificarea ecosistemelor terestre direct dependente de apa subterană

Principalele etape care sunt dezvoltate în cadrul metodologiei din anul 2015 sunt (Scrădeanu et al., 2015): identificarea ecosistemelor potențial dependente de apa subterană pe baza criteriilor hidrogeologice, ecologice și al unui algoritm de identificare al acestora și respectiv analiza gradului de dependență probabilă a ecosistemelor terestre (siturile de importanță comunitară, habitatele Natura 2000 și categoriile de utilizare ale terenului CLC 2000).

Algoritmul de evaluare a gradului de dependență al ecosistemelor terestre potențial dependente de apa subterană, poate genera trei niveluri de dependență: probabilă (A), puțin probabilă (B) și nulă (C). După aplicarea algoritmului, un ecosistem potențial dependent de apa subterană va avea un număr de indici (A/B/C) care va fi egal cu numărul de criterii ecologice (CE) și hidrogeologice (CH) aplicate (Scrădeanu et al., 2015). Anexele 1a și 1b din cadrul acestei metodologii, conțin un număr de 46 de habitate clasificate în România conform Directivelor 92/43/CEE și 2009/147/EC și 9 categorii de utilizare ale terenului CLC 2000 și relațiile de dependență ale acestora cu corpurile de apă subterană în funcție de adâncimile sistemelor radiculare. Analiza gradului de dependență al ecosistemelor terestre s-a realizat prin evaluarea adâncimii nivelului apei subterane în raport cu adâncimea sistemului radicular al plantelor/arborilor, utilizând informațiile din Anexele 1a și 1b (Scrădeanu et al., 2015). Pentru stabilirea gradului de dependență mediu al unui sit de importanță comunitară au fost luate în considerare două opțiuni (Scrădeanu et al., 2015):

1. Criteriul maximal - pe baza căruia se ia în considerare cel mai mare grad de dependență identificat pentru fiecare habitat și categorie de utilizare a terenului CLC 2000 ($A+B = A$);
2. Criteriul mediei aritmetice ponderate a gradului de dependență - care ponderează gradul de dependență cu suprafața pe care habitatul/CLC 2000 se dezvoltă.

2.4.2 Metodologia de analiză a ecosistemelor terestre dependente de apa subterană

Studiul realizat de către A.H.R., în anul 2018, dezvoltă prima metodologie și completează analiza de evaluare a interdependenței dintre ecosistemele terestre și apa subterană prin cercetarea: regimului hidrodinamic al nivelului apei subterane și a caracteristicilor fizico-chimice ale apei subterane (Scrădeanu et al., 2018).

Distribuția spațială a intensității dependenței ecosistemelor terestre față de regimul hidrodinamic al acviferului analizat s-a concretizat prin realizarea: graficelor cu variația nivelurilor minime și maxime ale apei subterane, modelului conceptual care evidențiază corelația dintre adâncimea nivelului apei subterane cu cea a sistemului radicular al speciilor de plante și arbori, hărților cu variația adâncimilor minime și maxime anuale ale nivelului apei subterane, hărților cu amplitudinea variației nivelului apei subterane și evidențierea zonelor de atenție pentru ecosisteme, zonarea gradului de dependență al ecosistemelor terestre în funcție de adâncimea maximă anuală a nivelului apei subterane și intersecția dintre ecosisteme cu hărțile în care au fost zonate gradele de dependență ale acestora și

identificarea ecosistemelor potențial dependente de adâncimea nivelului apei subterane pentru situațiile extreme din perioada de monitorizare (Scrădeanu et al., 2018).

Evaluarea gradului de dependență a ecosistemelor terestre în funcție de calitatea apei subterane a constat în realizarea: graficelor cu variațiile în timp a parametrilor chimici, hărților cu izoconcentrații pentru elementele chimice analizate, hărților cu distribuția spațială a amplitudinii maxime de variație a concentrațiilor înregistrate și identificarea ecosistemelor terestre situate în zone de posibil risc - ZPR (sau zone de posibil risc crescut - ZPRC) pentru starea acestora de conservare (Scrădeanu et al., 2018).

La nivel național, pentru evaluarea stării de conservare a speciilor și habitatelor Natura 2000, se utilizează un sistem de codificare pe culori (European Commission, 2006; Combroux și Schwoerer, 2007; Comisia Europeană, 2020): stare de conservare favorabilă – culoarea verde, stare de conservare nefavorabilă-inadecvată – culoarea chihlimbar; stare de conservare nefavorabilă-rău – culoare roșie și stare de conservare ”necunoscută” (lipsă informații) – indicator gri. În literatura de specialitate există mai multe metode utilizate pentru identificarea cauzelor de atingere/neatingere a stării favorabile de conservare a ecosistemelor (Mihăilescu et al., 2015; Ottosen et al., 2018; Zaitsev et al., 2020; Capuana, 2020 etc.).

3. EVALUAREA SISTEMULUI ECO-HIDROGEOLOGIC AL CORPULUI DE APĂ SUBTERANĂ CÂMPIA VLĂSIEI-ROIL16

Zona de studiu este reprezentată de către corpul de apă subterană freatic ROIL16 – Câmpia Vlăsiei, care aparține spațiului hidrografic Buzău – Ialomița, fiind cuprins între Municipiile Ploiești și București (Figura 3.1).

Evaluarea sistemului eco-hidrogeologic al corpului de apă subterană Câmpia Vlăsiei – ROIL16 s-a realizat pe parcursul a șapte subcapitole (3.1 – 3.7), fiind utilizate, analizate și sintetizate un volum mare de informații geologice, hidrogeologice, hidrochimice, hidrologice, geomorfologice, pedologice, climatologice, ecologice, obținute din campaniile de teren în zona de studiu, forajele de observație din R.H.N. și de alimentare cu apă a localităților și din literatura de specialitate. Etapele de evaluare au constat în:

- Ocurența apei subterane de mică adâncime din zona de studiu și fundamentarea științifică a comportamentului cantitativ, calitativ și ecologic (subcapitolul 3.1);
- Baza de informații utilizată (subcapitolul 3.2);
- Modelul conceptual al acviferului de mică adâncime (subcapitolul 3.3);

- Modelarea matematică a procesului de curgere a apei subterane prin mediul poros (subcapitolul 3.4);
- Evaluarea conexiunilor dintre acviferul de mică adâncime și ecosistemele terestre în regim natural de curgere (subcapitolul 3.5);
- Comportamentul ecosistemelor terestre în condiții de stres hidrodinamic și a variației regimului hidrochimic (subcapitolul 3.6);
- Simularea procesului de curgere a apei subterane în diferite condiții de stres și a modificării calității acesteia în urma unei poluării accidentale în relație cu ecosistemele terestre dependente (subcapitolul 3.7).

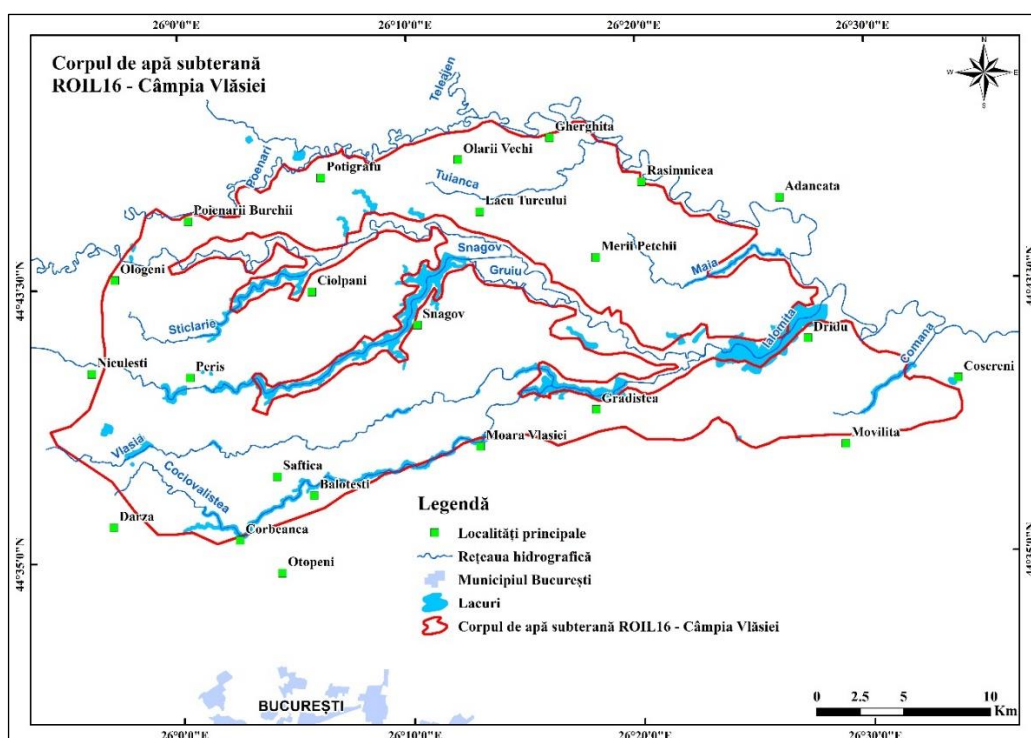


Figura 3.1 – Corpul de apă subterană freatic Câmpia Vlășiei

3.1 Ocurența apei subterane de mică adâncime din zona de studiu și fundamentarea științifică a comportamentului cantitativ, calitativ și ecologic

Din punct de vedere geomorfologic, corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlășiei este situat în Câmpia Română, pe subunitățile Câmpia Ialomiței și respectiv Câmpia Vlășiei (Coteț, 1973). Zona în care se află corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlășiei, este caracterizată de prezența a cinci clase de soluri: molisoluri, argiluvisoluri, cambisoluri, soluri hidromorfe și neevoluate (Roșu, 1980). Zona corpului de apă subterană ROIL16 –

Câmpia Vlăsiei, este situată într-un climat de câmpie, temperat-continental cu uşoare nuanţe excesive (Sandu et al., 2008). Din punct de vedere hidrologic, zona corpului de apă subterană freatic ROIL16 – Câmpia Vlăsiei este dominată de cursul râurilor Ialomiţa şi Prahova şi de afluenţii acestora: Snagov, Sticlărie, Gruiu, Vlăsia, Cociovaliştea, Poenari, Ţuianca, Maia şi Comana. De asemenea, zona este bogată în lacuri naturale, de acumulare şi piscicole, printre cele mai importante fiind: Snagov, Dridu, Tâncăbeşti, Mânăstirii şi Căldăruşani.

În zona corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei precum şi în împrejurimi aflorează depozite de vârstă: Pleistocen superior şi Holocen superior (Murgeanu et al., 1966, 1967a, 1967b, 1968). În funcţie de adâncimea depozitelor depuse şi vârsta geologică ale acestora, în zona de studiu sunt clasificate trei structuri hidrogeologice: de adâncime (Pleistocen inferior), de medie adâncime (Pleistocen mediu - Pleistocen superior) şi de mică adâncime (Pleistocen Superior - Holocen) Vlăsiei (Liteanu et al., 1965; Ghenea et al., 1970, 1972, 1979). Nivelul înalt al Pleistocenului Superior (qp^3_3) este reprezentat în zona de studiu prin depozitele loessoide şi acviferul de mică adâncime din baza acestora, alcătuit din nisipuri şi pietrişuri, nisipuri şi mai rar bolovănişuri (Bandrabur, 1966). În Holocenul Superior au fost depuse o serie de nisipuri fine spre grosiere şi argiloase, care au la bază pietrişuri cu stratificaţie torenţială cu lentile subţiri de nisipuri grosiere. Grosimea acestor depozite variază între 5,0 - 30,0 m şi dovedeşte o activitate de subsidenţă intensă (Săndulescu et al., 1968).

În zona de studiu au fost identificate două situri de importanţă comunitară: ROSCI0224 – Scroviştea şi ROSCI0290 – Coridorul Ialomiţei. În cadrul acestor situri de importanţă comunitară se întâlnesc 9 tipuri de habitate Natura 2000 şi 3 categorii de utilizare ale terenului CLC 2000.

3.2 Baza de date

În cadrul tezei de doctorat au fost analizate informaţiile de la un număr total de 145 de foraje de mică şi mare adâncime. Aceste foraje aparţin R.H.N., sau sunt utilizate pentru alimentarea cu apă a localităţilor.

Pentru obţinerea cotelor luciului apei din râurile şi lacurile asociate corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei, a fost realizată o campanie de teren în perioada 17 – 19 octombrie 2017. În cadrul acestei campanii au fost măsurate 66 de puncte, folosind un receptor G.N.S.S., o staţie de control şi un electronivelmetru portabil, de-a lungul a 14 râuri şi pe 5 lacuri.

De la Administrația Bazinală de Apă Buzău-Ialomița [A.B.A. Buzău-Ialomița] și din baza de date a secțiilor S.E.R.A.S, S.S.H. din cadrul I.N.H.G.A., au fost obținute nivelurile apei subterane, înregistrate în forajele de observație din cadrul R.H.N., pentru perioada 17-19 octombrie 2017, seturile de valori utilizate în realizarea graficelor cu variația nivelului pentru anii 2016 - 2019 cât și cele utilizate în analiza regimului hidrodinamic din perioada 2010 - 2017.

Din baza de date a I.N.H.G.A. – S.E.R.A.S, S.S.H, au fost obținute de la forajele de monitorizare a R.H.N., date referitoare la caracteristicile fizico-chimice ale apei subterane și la principalii ioni ai acesteia. De la A.N.A.R., au fost primite valorile concentrațiilor pentru indicatorii chimici monitorizați în forajele de observație din R.H.N., din anul 2017 și perioada 2014 - 2017. Datele climatologice au fost preluate de la Agenția Națională de Meteorologie și din literatura de specialitate. Analiza surselor potențial poluatoare a fost realizată pe baza informațiilor inventariate de către A.N.A.R. și a celor obținute în urma campaniei de teren desfășurată în zona cercetată, în perioada iunie-iulie 2020.

Au fost consultate 45 de studii hidrogeologice definitive de la execuția forajelor din R.H.N. și alte 38 de studii ale forajelor din apropierea corpului de apă subterană. Din arhivei I.N.H.G.A., au fost consultate studii și documentații hidrogeologice pentru alimentarea cu apă a localităților, pentru dimensionarea zonelor de protecție sanitară și a perimetrelor de protecție hidrogeologică, irigații, studii geotehnice sau proiecte de execuție.

Pe baza acestor informații s-a realizat modelul conceptual al acviferului de mică adâncime, respectiv schematizările spațială, parametrică și hidrodinamică a hidrostructurii.

3.3 Modelul conceptual al acviferului de mică adâncime

Modelul conceptual al corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei, s-a realizat prin parcurgerea celor trei tipuri de schematizări (Palcu, 2003; Scrădeanu și Gheorghe, 2007): spațială, parametrică și hidrodinamică.

3.3.1 Schematizarea spațială a corpului de apă subterană Câmpia Vlăsiei

În prima etapă, corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei a fost analizat în relație cu condițiile geologice-naturale ale zonei de studiu, fiind delimitat în plan spațial pe baza informațiilor din literatura de specialitate și a coloanelor litologice ale celor 145 de foraje hidrogeologice. De asemenea, au fost luate în considerare caracteristicile hidrogeologice cât și chimismul apei subterane de mică adâncime.

Aceste modificări au fost realizate doar cu scopul pentru a îndeplini obiectivele stabilite pentru zona de studiu, în cadrul tezei de doctorat fiind utilizat conturul corpului de apă subterană, prezentat în figura 3.2.

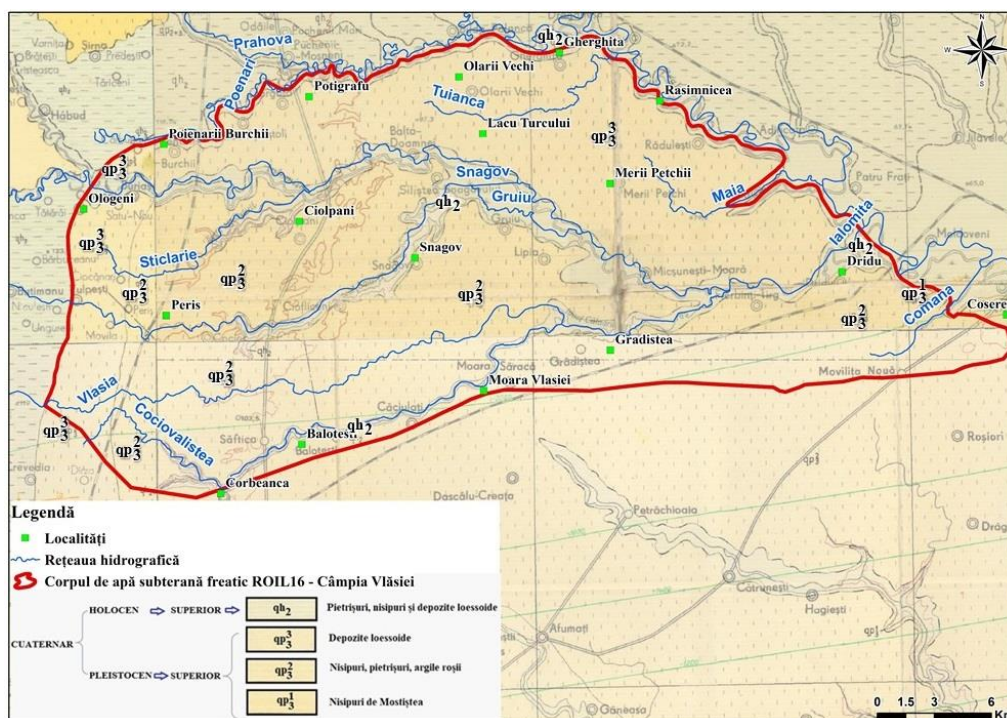


Figura 3.2 – Harta Geologică a corpului de apă subterană Câmpia Vlășiei (Murgeanu et al., 1966, 1967a, 1967b și 1968)

În a doua etapă, s-a realizat evaluarea distribuției spațiale a litotipurilor acviferului de mică adâncime. Această analiză s-a concretizat prin realizarea unei secțiuni litologice reprezentative, pe care au fost amplasate 11 foraje cu adâncimi cuprinse între 18,0 și 94,0 m. Analiza statistică a fost realizată până la adâncimea aproximativă de 50,0 m, pentru a elimina erorile de corelare a informațiilor litologice în delimitarea acviferului de mică adâncime. Metoda geostatistică folosită în realizarea secțiunii a fost *Kriging-ul punctual ordinar* (Scrădeanu, 2001). Rezultatul a constat în secțiunea litologică, obținută prin suprapunerea celor patru hărți cu izolinii specifice fiecărui litotip (respectiv a argilei, loessului, nisipului și pietrișului și intercalațiilor de argile nisipoase cu nisip argilos și prăfos) care indică domeniile spațiale în care prezența fiecărui tip litologic este mai mare de 50% (Figura 3.3).

Pe baza analizei statistice a litotipurilor și a coloanelor litologice ale forajelor a fost realizată în programul AutoCad 2020, secțiunea geologică 1-2, orientată vest-est (Figura 3.4). Ulterior au fost create și prezentate, alte opt secțiuni litologice, orientate pe direcțiile

nord-sud și vest-est. Stratele de adâncime au fost corelate pe baza adâncimilor tipurilor litologice interceptate în timpul execuției forajelor.

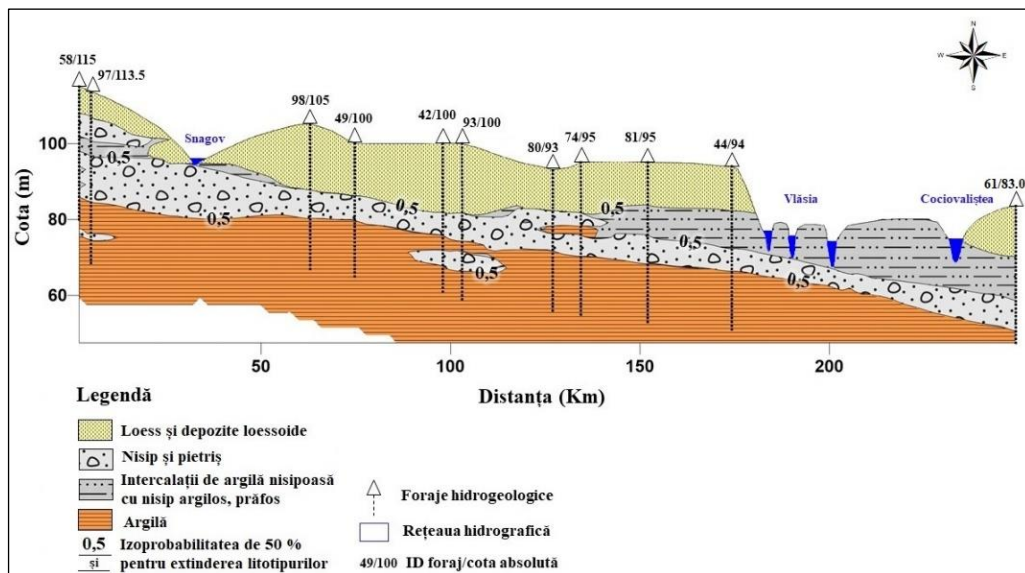


Figura 3.3 – Secțiune litologică 1-2, pentru un nivel de probabilitate > 50% pentru fiecare litotip

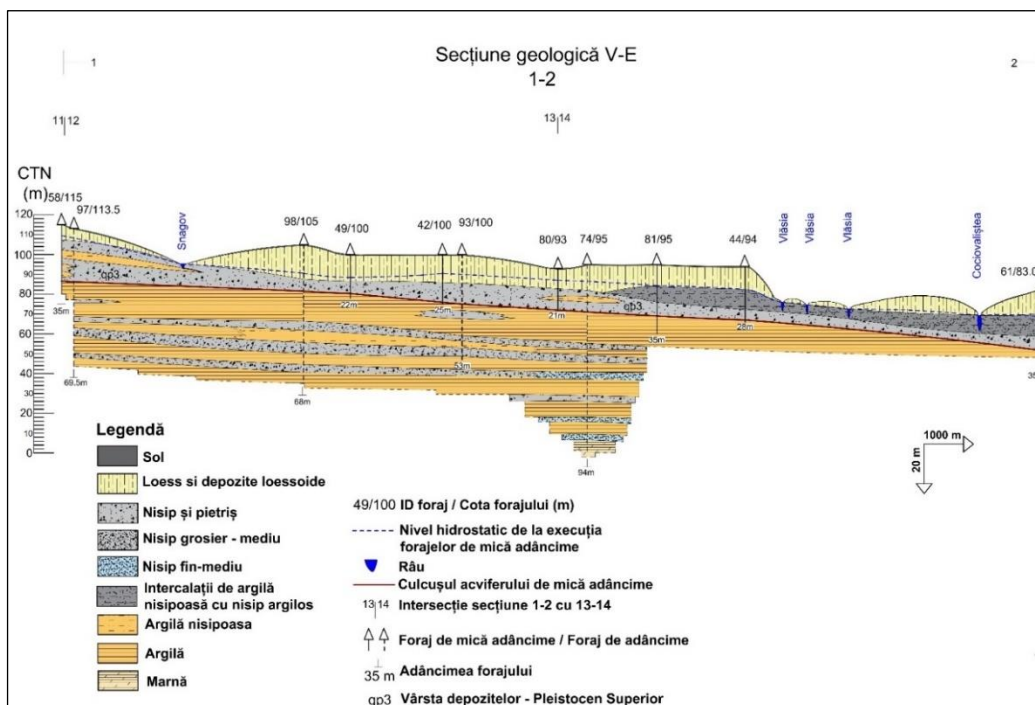


Figura 3.4 – Secțiunea geologică 1-2, orientată V-E

În a treia etapă, s-au evaluat caracteristicile zonei vadoase, ale acviferului de mică adâncime și respectiv ale culcușului acestuia. Acviferul de mică adâncime este caracterizat de o grosime a depozitelor din zona vadoasă cuprinsă între 2,0 și 14,65 m. Depozitele poros-

permeabile cu potențial de debitare sunt caracterizate de o grosime generală care variază între 2,0 m și 21,0 m. Acviferul de mică adâncime este reprezentat de un singur strat poros-permeabil, care în mod frecvent este separat de lentile de argile nisipoase sau nisipuri argiloase care se efilează. Cotele culcușului acviferului de mică adâncime, variază între 45,0 m în sud-estul corpului și crește până la aproximativ 95,0 - 100,0 m în nord-vestul acestuia, cu o pantă cuprinsă între 0,1⁰/₀₀ - 4,0⁰/₀₀ (Figura 3.5)

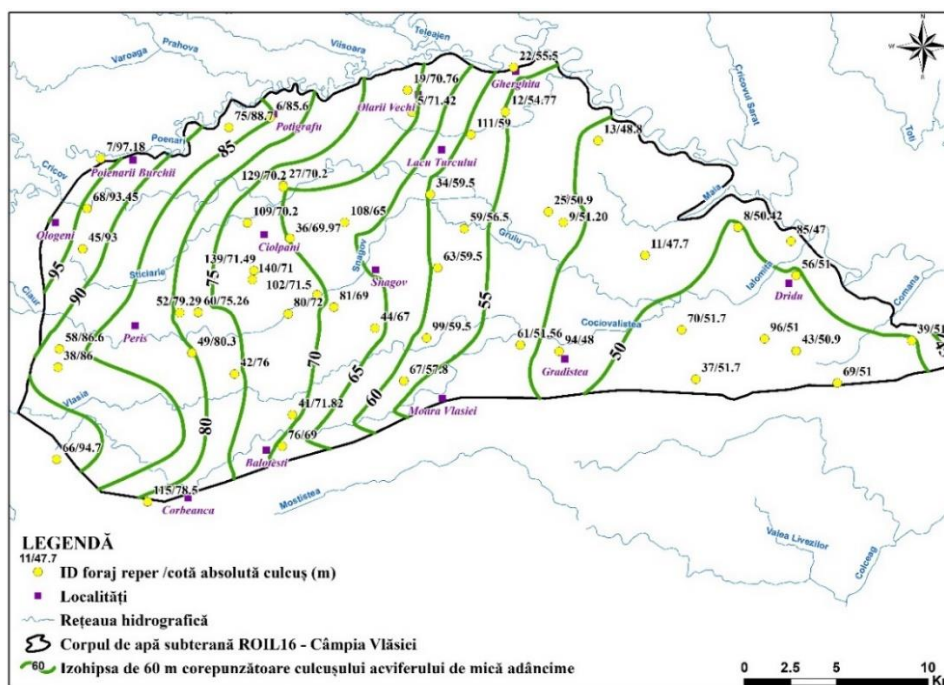


Figura 3.5 – Izohipsele culcușului acviferului de mică adâncime

Adâncimile culcușului acviferului de mică adâncime în raport cu suprafața terenului natural, au înregistrat valori cuprinse între 15,0 - 37,0 m.

Utilizând informațiile litologice și parametrii constructivi ale forajelor analizate, pentru corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlășiei, au fost realizate: modelul digital tridimensional al terenului, modelul hidrogeologic tridimensional (Figura 3.6), modelul hidrogeologic tridimensional cu variația nivelului apei subterane de mică adâncime, secțiuni hidrogeologice.

Corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlășiei este de tip poros-permeabil. Stratul acvifer este reprezentat de către nisipuri, pietrișuri, nisipuri medii, grosiere spre fine, pietriș mediu și în partea de nord-vest a corpului de apă subterană și cu elemente de bolovăniș și intercalațiile semipermeabile de lentile argiloase-nisipoase sau nisipuri argiloase care se întâlnesc în interiorul acestuia pe anumite tronsoane. Stratele impermeabile

din culcuș sunt reprezentate de argile și argile nisipoase. Acviferul are caracter cu nivel liber și ascensional, în funcție de grosimile depozitelor loessoide-argiloase.

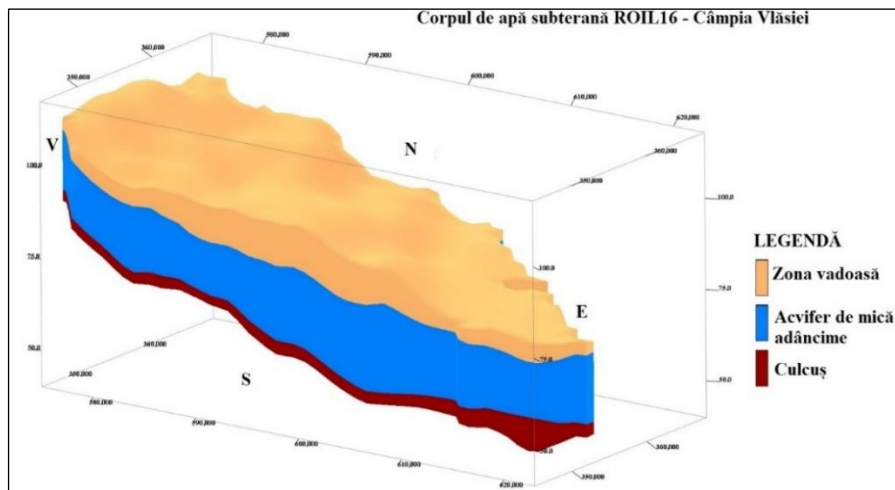


Figura 3.6 – Modelul hidrogeologic tridimensional al corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei

În a patra etapă, pentru evaluarea tipului chimic al acviferului de mică adâncime, au fost utilizate 60 de analize chimice, din anul 2017, de la 30 de foraje din cadrul Rețelei Hidrogeologice Naționale. Acviferul de mică adâncime din zona de studiu a prezentat, în anul 2017, o variație medie a temperaturii cuprinsă între 12,0°C - 14,0°C. De asemenea, acesta a prezentat în general un pH al apei subterane cuprins între 7 – 8, favorabil dezvoltării ecosistemelor terestre și acvatice.

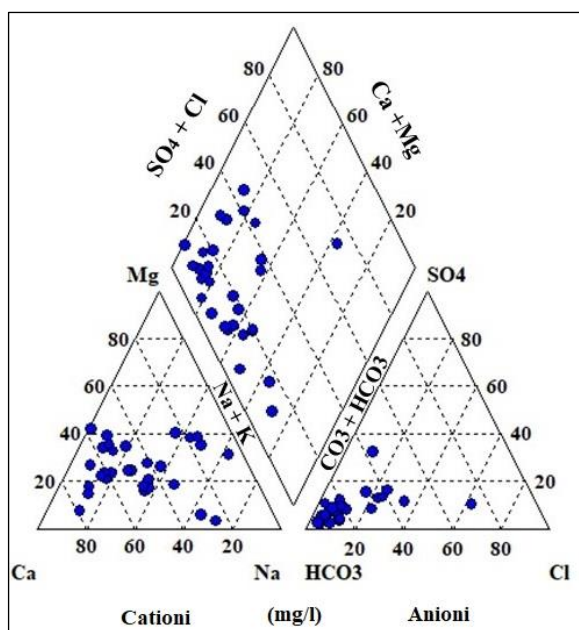


Figura 3.7 – Diagrama Piper, acvifer de mică adâncime

Mineralizația totală a apei subterane în zona cercetată a variat între 300 - 1259 mg/l. Raportul de adsorbție a sodiului – SAR a înregistrat în cadrul corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei valori cuprinse între 1,68 - 28,00. Corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei a prezentat o salinitate între 300 - 1259 mg/l, apa subterană fiind de tipul dulce – oligohalină. Conform Diagramei Piper (Figura 3.7), acviferul de mică adâncime a prezentat o apă de tip bicarbonată calică, ușor clorurată iar Diagrama Schoeller-Berkaloff a evidențiat faptul că dintre anioni, bicarbonații (HCO_3) au înregistrat valorile cele mai mari ale concentrațiilor, urmați de cloruri și sulfați.

3.3.2 Schematizarea parametrică a corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei

Prin etapa de schematizare parametrică s-a urmărit distribuția spațială a parametrilor ce descriu caracteristicile hidrofizice ale formațiunilor litologice și variabilitatea spațială a acestora în cadrul corpului de apă subterană ROIL16: conductivitatea hidraulică (K), transmisivitatea (T), porozitatea eficace (n_e), coeficientul de înmagazinare eficace (S_e), parametrul și factorul de alimentare (W) (Albu, 1981). Valorile parametrilor au fost determinate punctual pe baza forajelor de cercetare, a probelor recoltate, analizelor de laborator sau din literatura de specialitate.

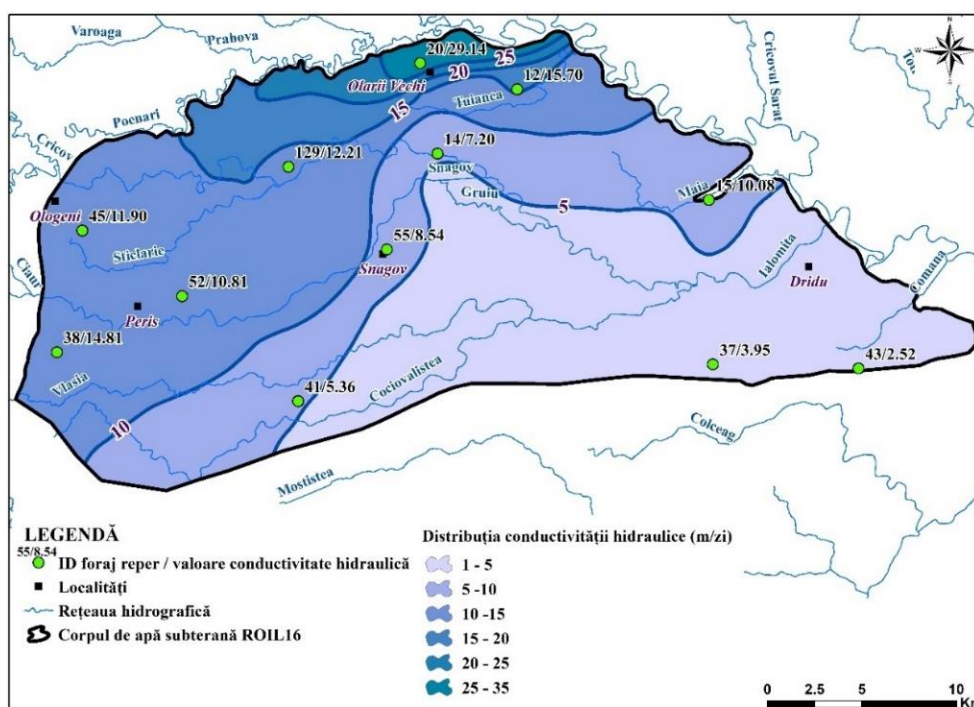


Figura 3.8 – Distribuția conductivității hidraulice în cadrul corpului de apă subterană Câmpia Vlăsiei

Determinarea și evaluarea parametrilor hidrogeologici s-a realizat în urma pompărilor experimentale în regim staționar, în perioade de timp diferite și pe întreaga suprafața a corpului de apă subterană ROIL16, prin foraje singulare și respectiv prin rezolvarea grafo-analitică a unor ecuații empirice.

Valorile **conductivității hidraulice**, obținute prin intermediul formulelor empirice, au fost analizate din punct de vedere al distribuției acestora pe suprafața studiată, utilizând metoda de interpolare *Kriging* (Scrădeanu, 2001). Distribuția conductivității hidraulice în cadrul corpului de apă subterană ROIL16 a prezentat valori cuprinse între 1,0 m/zi și 35,0 m/zi (Figura 3.8). Pe baza valorilor conductivităților hidraulice, prelucrate statistic, au fost determinate **transmisivitățile** acviferului de mică adâncime, care au variat între 14,96 m²/zi și 630,0 m²/zi.

3.3.3 Schematizarea hidrodinamică a structurii de mică adâncime

Etape de schematizare hidrodinamică a avut ca scop stabilirea contextului energetic al curgerii apei subterane în cadrul corpului de apă subterană ROIL16 prin intermediul condițiilor hidrodinamice inițiale reprezentate de distribuția sarcinii piezometrice în zona de studiu, la momentul de timp 17-19 octombrie 2017.

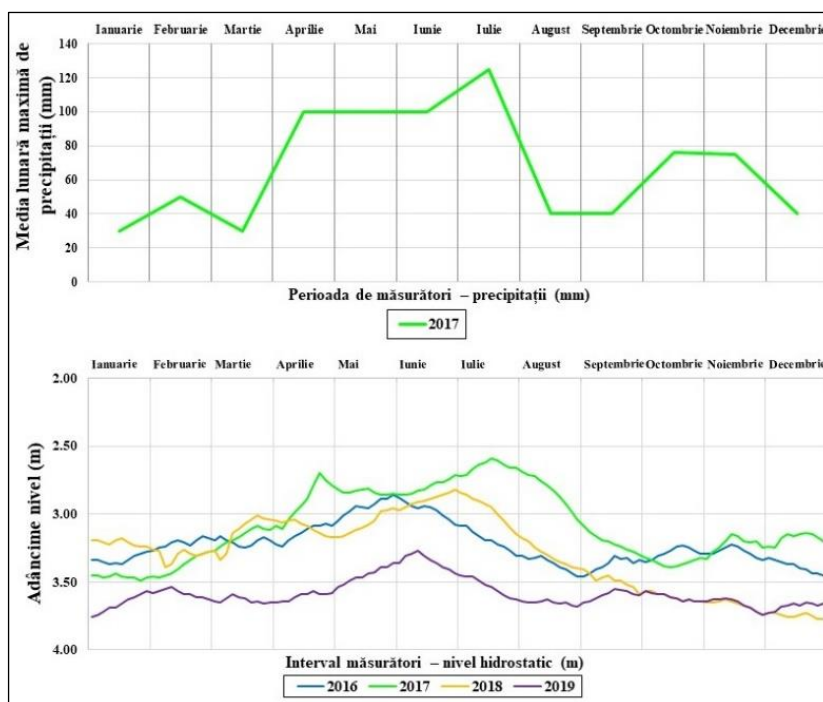


Figura 3.9 – Variația nivelului apei subterane în forajul 137 și a mediei lunare maxime de precipitații din anul 2017

Analiza variației nivelului apei subterane de mică adâncime a fost realizată pentru forajele din R.H.N., care au avut șiruri de măsurători continue din 2016 până în 2018 și respectiv 2016 – 2019. Variația nivelurilor apei subterane a fost corelată cu cantitățile maxime de precipitații medii lunare din perioada anilor 2016 – 2019 (Figura 3.9).

Spectrul hidrodinamic al structurii de mică adâncime a fost realizat prin interpolarea următoarelor date: cotele nivelului apei subterane calculate pe baza valorilor înregistrate în 38 de foraje de observație din cadrul R.H.N., în perioada 17-19 octombrie 2017 și 66 de puncte reprezentând cotele luciului apei din râuri și lacuri, măsurate în campania de teren din 17-19 octombrie 2017) (Figura 3.10).

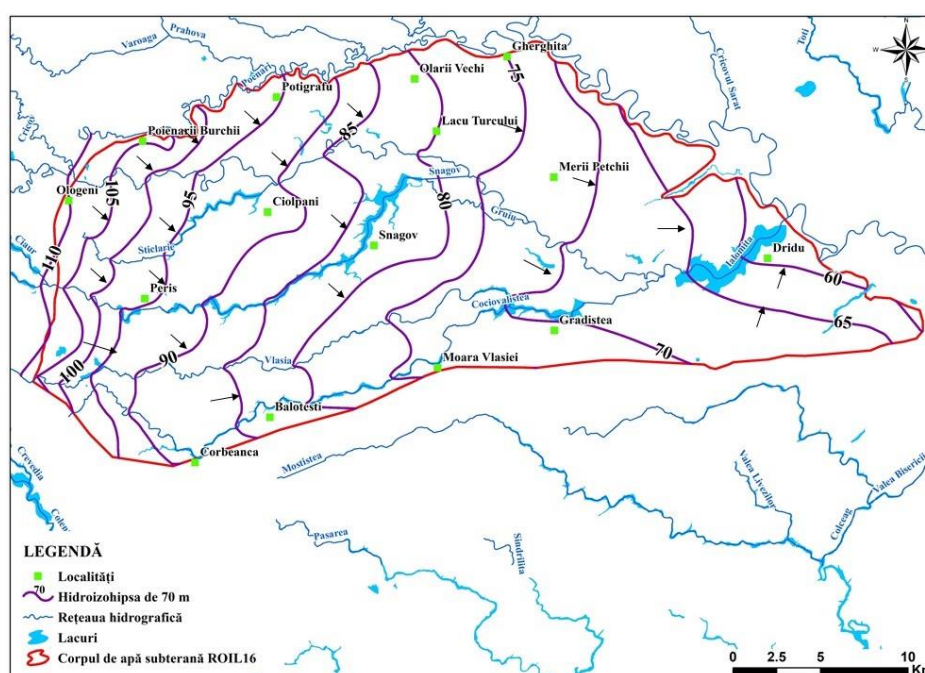


Figura 3.10 – Spectrul hidrodinamic al acviferului de mică adâncime

Gradientul hidraulic a variat între 0,76 - 5,0 ‰ în partea de vest, având valori mai mici, între 0,5 - 2,7 ‰ în partea centrală, de nord, sud și est a corpului de apă subterană ROIL16. Direcția generală de curgere a acviferului de mică adâncime este de la nord-vest spre sud-est, aceasta suferind modificări locale datorită zonelor de interfluvii dintre râurile: Ialomița, Prahova, Sticlăriei, Snagov, Cociovașiștea și Vlăsia (Figura 3.10). Luând în considerare la momentul de timp pentru care a fost realizat spectrul hidrodinamic, s-a observat că rețeaua hidrografică era alimentată în principal de acvifer, fiind evidențiate și zone în care au avut loc schimburi reduse între acestea.

3.4 Modelarea matematică a procesului de curgere a apei subterane

Modelul numeric al acviferului de mică adâncime a fost realizat prin intermediul programului MODFLOW 2005, integrat în platforma FREEWAT și s-a bazat pe întregul set de informații obținute în urma elaborării modelului conceptual realizat pe baza schematizărilor spațiale, parametrice și hidrodinamice, a analizei hidrochimice a structurii acvifere și a prelucrării statistice a datelor litologice.

Suprafața modelată nu acoperă întregul corp de apă subterană ROIL16 întrucât limitele acesteia au fost stabilite în funcție de poziția ecosistemelor terestre în raport cu corpul de apă subterană, de caracteristicile geomorfologice, geologice și hidrogeologice ale structurii acvifere, de zona în care datele disponibile au fost acoperitoare și de condițiile hidrodinamice care au permis impunerea condițiilor de margine în cadrul modelului.

Domeniul modelat a avut o suprafață de 555,52 km², fiind discretizat în 222211 de celule active, acestea având formă rectangulară (pătrat) cu laturile de 50 x 50 m. În plan vertical, modelul de tip monostrat, este limitat de către culcușul acviferului de mică adâncime.

Valorile conductivității hidraulice, determinate prin intermediul ecuațiilor empirice și prelucrate statistic, au fost cuprinse între 5,0 m/zi și 30,0 m/zi. **Porozitatea eficace** a fost zonată în funcție de tipul litologic interceptat fiind estimată între 25% - 30% iar valorile **coeficientului de înmagazinare eficace** au fost asimilate cu cele ale porozității. Parametrul de reîncărcare (**recharge**) a fost cuantificat ca fiind 20% din 76,0 mm, media maximă a precipitațiilor înregistrate în luna octombrie 2017.

Pentru zona modelată au fost utilizate următoarele condiții pe frontiere: Dirichlet – *Sarcină piezometrică impusă*, Cauchy – *Debit dependent de sarcină piezometrică* iar în adâncime, limita domeniului a fost dată de culcușul acviferului de mică adâncime.

Calibrarea modelului de curgere s-a realizat pe baza forajelor în care s-au înregistrat valorile nivelului apei subterane din perioada 17-19 octombrie 2017, fiind realizate rulări succesive, până când parametrii hidrogeologici obținuți prin intermediul formulelor empirice și a prelucrării statistice s-au ajustat astfel încât cotele nivelului apei subterane obținute în perioada 17-19 octombrie 2017 și cele simulate prin intermediul modelului matematic să înregistreze diferențe cât mai mici (Figura 3.11).

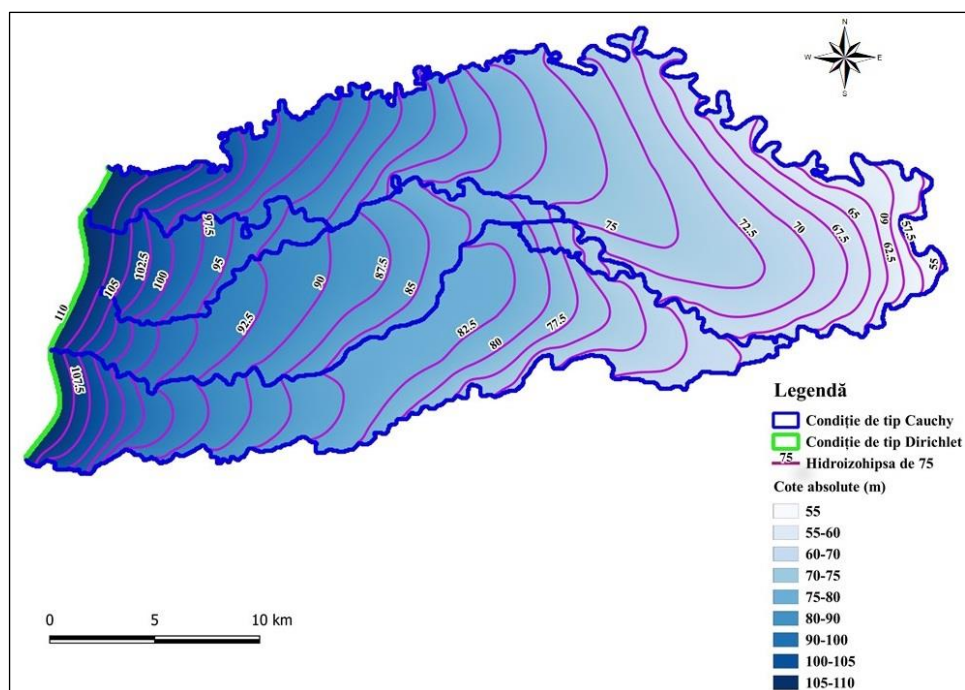


Figura 3.11 – Rezultatul simulării curgerii apei subterane în acviferul de mică adâncime din domeniul modelat

În cazul relațiilor dintre acviferul de mică adâncime și apele de suprafață s-a observat că ponderea cea mai mare de alimentare din acvifer, o au râurile Ialomița și Prahova, urmate de Snagov, Vlășia, Sticlărie, și Poenari.

3.5 Evaluarea conexiunilor dintre acviferul de mică adâncime și ecosistemele terestre în regim natural de curgere

Analiza conexiunilor din punct de vedere cantitativ și calitativ, dintre acviferul de mică adâncime și ecosistemele terestre, cu referire în acest caz, doar la siturile de importanță comunitară ROSCI0224 – Scroviștea, ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței, habitatele Natura 2000 și categoriile de utilizare ale terenului CLC 2000 asociate (Figura 3.12), s-a realizat în două mari etape: pe baza metodologiei realizată de către A.H.R., în anul 2015 și pe baza celei elaborată în anul 2018 (Scrădeanu et al., 2015, 2018).

3.5.1 Identificarea ecosistemelor potențial dependente de apa subterană și analiza gradului de dependență ale acestora față de acviferul de mică adâncime

Aplicarea criteriilor hidrogeologice, ecologice și a unui algoritm de identificare în zona cercetată, a condus la faptul că există două situri de importanță comunitară,

ROSCI0224 – Scroviștea și ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței, potențial dependente de corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei.

Analiza gradului de dependență probabilă a ecosistemelor terestre față de acviferul de mică adâncime s-a realizat prin analiza adâncimii nivelului apei subterane în raport cu adâncimea sistemului radicular al plantelor (Scrădeanu et al., 2015), fiind utilizate datele rezultate în urma modelării numerice a acviferului de mică adâncime și nivelurilor înregistrate în forajele de observație, pentru perioada 17-19 octombrie 2017. În zona corpului de apă subterană ROIL16, adâncimea nivelului apei subterane a fost cuprinsă între 0,74 m și 14,63 m.

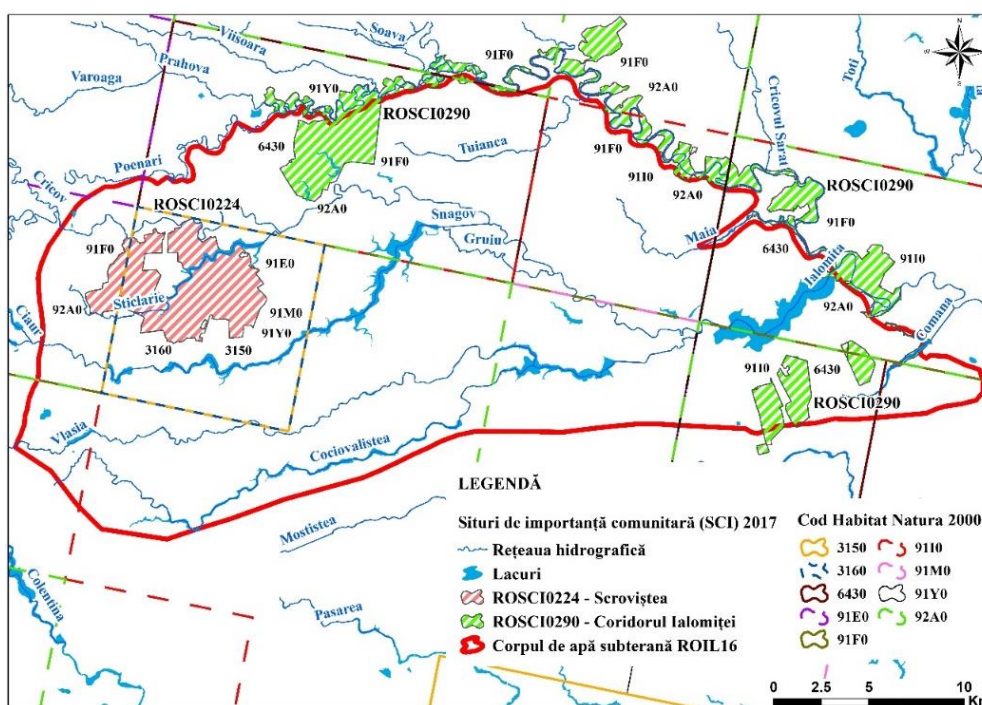


Figura 3.12 – Siturile de importanță comunitară și habitatele Natura 2000 asociate corpului de apă subterană ROIL16

Habitatul 91M0 – *Păduri balcano-panonice de cer și gorun* din cadrul sitului ROSCI0224 – Scroviștea, se dezvoltă în zona în care adâncimea nivelului apei subterane variază de la 4,0 m în nordul sitului până la mai mult de 10,0 m, în sud-vestul acestuia, pe o suprafață totală de 29,74 km² (Figura 3.13).

În această situație, ierarhizarea gradului de dependență a habitatului 91M0 s-a realizat astfel (Scrădeanu et al., 2015):

- s-au conturat zonele "A" unde adâncimea nivelului apei subterane a fost mai mică de 10,0 m și unde dependența față de aceasta este probabilă;

- s-a conturat zona "B" unde adâncimea nivelului apei subterane a fost mai mare de 10,0 m și unde dependența față de aceasta este considerată puțin probabilă;
Cel mai mare grad de dependență identificat pentru habitatul 91M0 a fost de tip A – dependență probabilă.

Habitatul 91M0 a prezentat dependență probabilă de tip A, pe o suprafață de 24,52 km² și dependență puțin probabilă de tip B pe 5,22 km². Gradul de dependență al habitatului 91M0 în funcție de suprafața pe care se dezvoltă, conform criteriului mediei aritmetice ponderate, este de tip A – dependență probabilă [3.1] (Scrădeanu et al., 2015):

$$\text{GRD_dependență}_{91M0} = \frac{1 \cdot 24,52 + 2 \cdot 5,22}{24,52 + 5,22} = 1,17 \cong 1 \rightarrow A \quad [3.1]$$

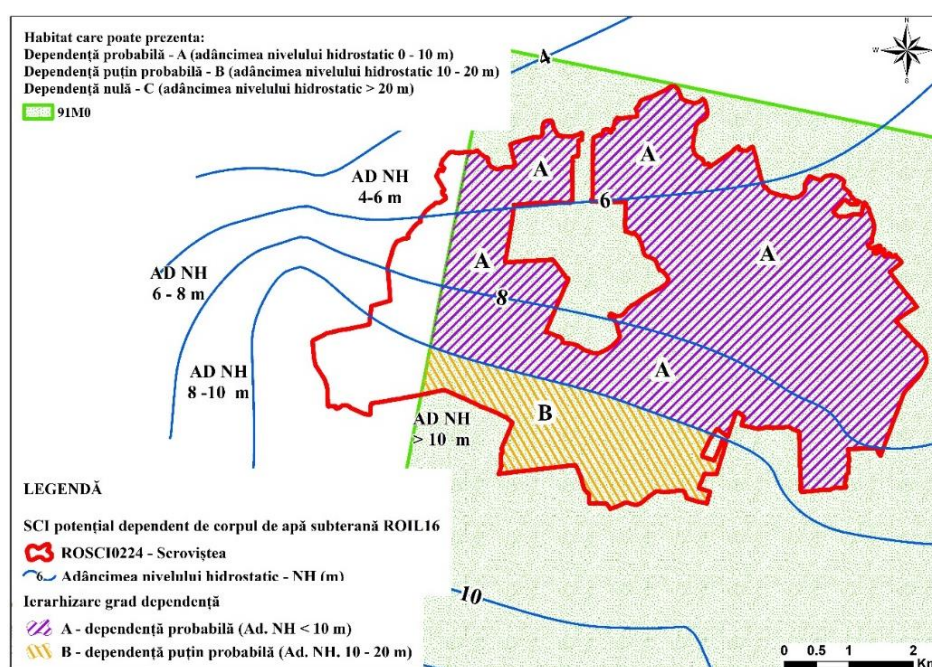


Figura 3.13 – Ierarhizarea gradului de dependență, față de apa subterană, a habitatului 91M0 din cadrul sitului potențial dependent ROSCI0224

Luând în considerare tipurile de dependență pe care le poate prezenta acest habitat (tip A – Ad. NH 0-10,0 m; tip B – Ad. NH 10,0-20,0 m și tip C – Ad. NH > 20,0 m) și cele două criterii utilizate pentru identificarea gradului de dependență (Scrădeanu et al., 2015), s-a considerat că habitatul 91M0 – *Păduri balcano-panonice de cer și gorun* are o dependență probabilă de tip A față de apa subterană.

Habitatul 6430 (partea nordică) din cadrul sitului ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței se dezvoltă în zona în care adâncimea nivelului apei subterane variază de la mai puțin de 2,0 m în nord și nord-estul sitului, până 6,0 - 8,0 m în sud-vest, pe o suprafață de 21,88 km² (Figura 3.14).

Prin urmare, ierarhizarea gradului de dependență a habitatului 6430 (partea nordică) s-a realizat astfel (Scrădeanu et al., 2015):

- s-au conturat zonele "A" unde adâncimea nivelului apei subterane a fost mai mică de 2,0 m și unde dependența față de aceasta este probabilă;
- s-au conturat zonele "B" unde adâncimea nivelului apei subterane a fost cuprinsă între 2,0 - 4,0 m și unde dependența față de aceasta este puțin probabilă;
- s-au conturat zonele "C" unde adâncimea nivelului apei subterane a fost cuprinsă între 4,0 - 8,0 m și unde dependența față de aceasta este considerată nulă.

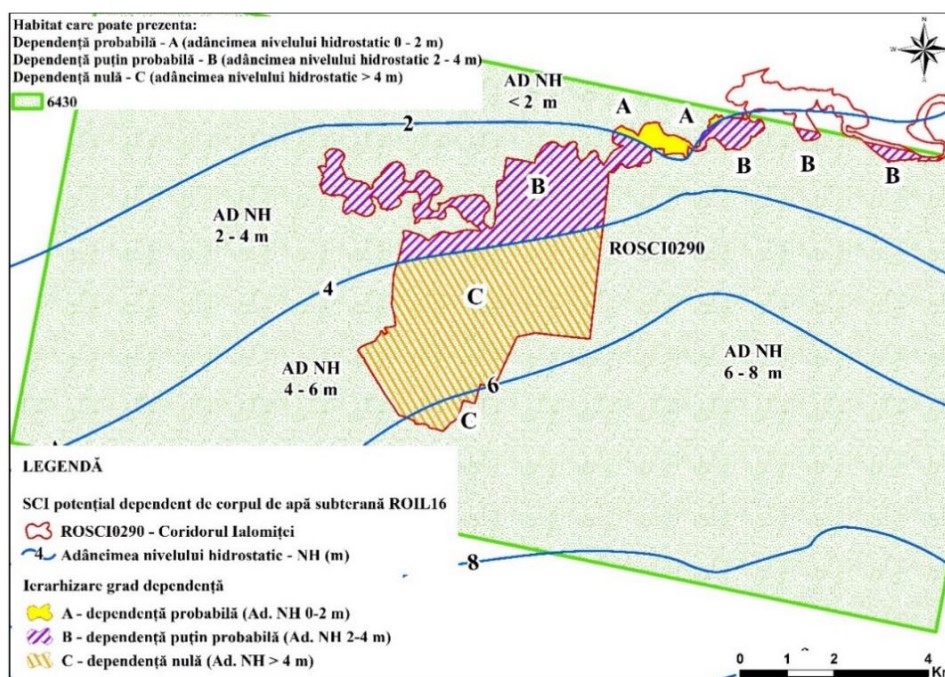


Figura 3.14 – Ierarhizarea gradului de dependență, față de apa subterană, a habitatului 6430 din partea de nord a sitului potențial dependent ROSCI0290

Luând în considerare faptul că partea sud-estică a habitatului 6430 a prezentat de asemenea, dependență probabilă (A), puțin probabilă (B) și nulă (C) față de apa subterană, cel mai mare grad de dependență identificat pentru tot habitatul 6430 (partea nordică și sud-estică) a fost de tip A – dependență probabilă.

Habitatul 6430 a prezentat dependență probabilă de tip A, pe o suprafață de 7,62 km², dependență puțin probabilă de tip B pe 26,35 km² și dependență nulă pe 13,17 km². Gradul de dependență al habitatului 6430 (partea nordică și sud-estică) în funcție de suprafața pe care se dezvoltă, conform criteriului mediei aritmetice ponderate, este de tip B – dependență puțin probabilă [3.2] (Scrădeanu et al., 2015):

$$\text{GRD_dependență}_{6430} = \frac{1 \cdot 7,62 + 2 \cdot 26,35 + 3 \cdot 13,17}{47,14} = 2,11 \cong 2 \rightarrow B \quad [3.2]$$

Pe baza criteriului maximal (Scrădeanu et al., 2015), habitatul 6430 (partea nordică și sudică) prezintă o dependență probabilă față de apa subterană iar pe baza criteriului mediei aritmetice ponderate, acest habitat are o dependență puțin probabilă față de subteran. În această situație s-a luat în considerare modelul matematic de curgere a apei subterane realizat pentru zona de studiu, care a pus în evidență alimentarea râului Prahova de către acvifer și faptul că la o evaluare medie, ariile din habitatul 6430 care au prezentat o dependență probabilă dar au suprafețe mai mici decât cele de tip B sau C, pot avea o importanță mare în cadrul ecosistemului din situl Coridorul Ialomiței.

Având în vedere analiza de ierarhizare a gradelor de dependență, situl de importanță comunitară **ROSCI0224 – Scroviștea** a prezentat conform criteriului maximal o dependență probabilă (A) față de apa subterană și o dependență puțin probabilă (B), pe baza criteriul mediei aritmetice ponderate. Pe baza celor două tipuri de criterii (Scrădeanu et al., 2015), din cele șase habitate ale sitului, patru dintre acestea (91M0, 91F0, 91E0 și 92A0) au prezentat dependență probabilă (A) și două (3150, 3160) au fost identificate ca fiind independente de apa subterană (C). Cele trei categorii de utilizare ale terenului au prezentat: 311 – dependență probabilă, 324 – dependență puțin probabilă și 231 – dependență nulă. Astfel, situl de importanță comunitară potențial dependent de apa subterană, **ROSCI0224 – Scroviștea**, a fost considerat a avea un grad de dependență probabilă (tip A), față de acviferul de mică adâncime.

Situl de importanță comunitară **ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței** a prezentat, conform criteriul maximal, o dependență probabilă (A) față de apa subterană și o dependență puțin probabilă (B), pe baza criteriul mediei aritmetice ponderate (Scrădeanu et al., 2015). Din cele patru habitate ale sitului, trei dintre acestea (91F0, 91I0 și 92A0) au prezentat dependență probabilă (A) și un habitat (6430) a fost identificat ca fiind dependent probabil de apa subterană pe baza criteriului maximal și puțin probabil dependent în funcție de criteriul mediei aritmetice ponderate. Cele trei categorii de utilizare ale terenului au prezentat: 311 și 324 – dependență probabilă, 231 – dependență probabilă pe baza criteriului maximal și dependență puțin probabilă în funcție de criteriul mediei aritmetice ponderate. Luând în considerare criteriul maximal, s-a considerat că situl de importanță comunitară potențial dependent de apa subterană, **ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței**, are un grad de dependență probabilă (tip A) față de acviferul de mică adâncime.

3.6 Comportamentul ecosistemelor terestre în condiții de stres hidrodinamic și a variației regimului hidrochimic

Analiza are la bază principiile și etapele din cadrul metodologiei elaborată, în anul 2018, de către A.H.R. (Scrădeanu et al., 2018).

Metodologia completează și dezvoltă analiza de interdependență dintre acviferul de mică adâncime și ecosistemele terestre din subcapitolul 3.5, prin evaluarea: regimului hidrodinamic al nivelului apei subterane și a regimului hidrochimic al acviferului de mică adâncime, influențat de sursele de poluare și de comunicarea hidraulică cu rețeaua hidrografică.

3.6.1 Evaluarea dependenței ecosistemelor terestre de regimul hidrodinamic

Analiza regimului hidrodinamic s-a realizat pe baza mediilor nivelului apei subterane, înregistrat în forajele de observație, pentru perioada de monitorizare 2010 – 2017. Valorile adâncimii nivelului apei subterane, au fost preluate din baza de date a Secției de Evaluare Resurse Ape Subterane din cadrul I.N.H.G.A..

Evaluarea dependenței ecosistemelor terestre față de regimul hidrodinamic al acviferului s-a realizat prin analiza variabilității în timp și spațiu a nivelului apei subterane.

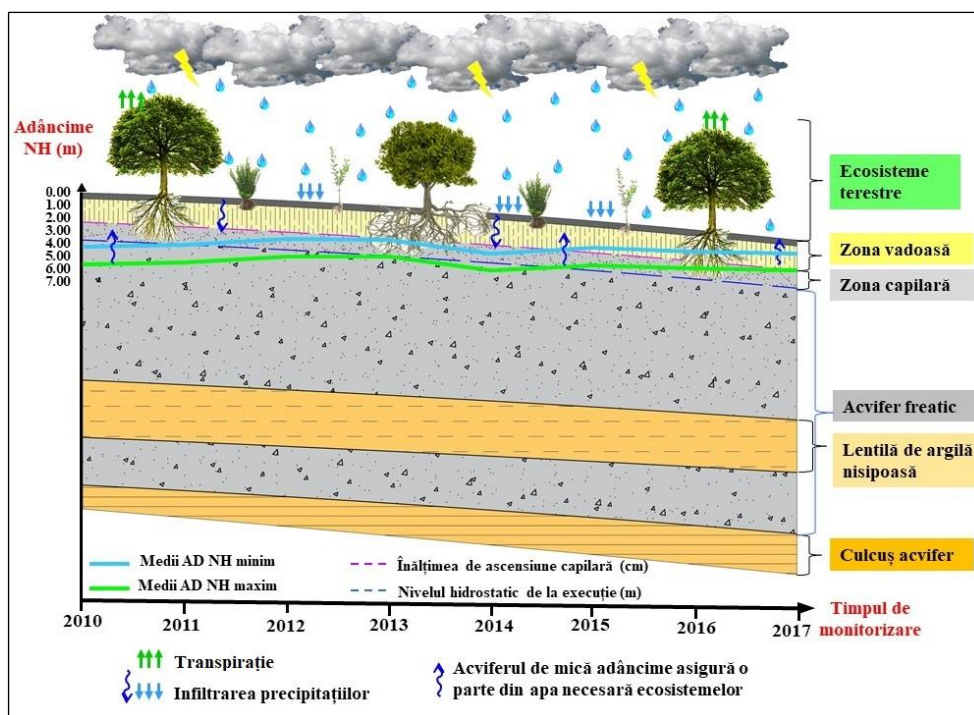


Figura 3.15 – Modelul conceptual al corelării ecosistemelor terestre cu regimul hidrodinamic al acviferului de mică adâncime

Analiza variabilității în timp, s-a realizat pe baza unui model conceptual (Figura 3.15) care corelează mediile anuale pentru adâncimile minime și maxime ale nivelului apei subterane, monitorizat în perioada 2010 – 2017, cu adâncimea sistemului radicular al plantelor.

În cazul forajului 45 (Figura 3.15), s-a observat că mediile anuale pentru adâncimile minime și maxime ale nivelului apei subterane au variat în perioada 2010 – 2017, între 3,67 - 6,09 m, tendința în timp fiind aproximativ constantă. Astfel au fost considerate potențial dependente de apa subterană, pentru întreaga perioadă de monitorizare, habitatele Natura 2000 din cadrul sitului de importanță comunitară ROSCI0224 care pot prezenta dependență probabilă – de tip A, atunci când adâncimea nivelului apei subterane se află între 0 - 10,0 m (91F0, 91M0, 92A0 și 91E0). Habitatele 3150 și 3160 pot prezenta următoarele tipuri de dependență, în funcție de adâncimea nivelului apei subterane: 0 - 2,0 m – dependență probabilă (A), 2,0 - 4,0 m – dependență puțin probabilă (B) și > 4,0 m – dependență nulă (Scrădeanu et al., 2018). Luând în considerare că mediile minime ale nivelului apei subterane, s-au înregistrat doar în anii 2012 – 2013, fără ca adâncimea nivelului să ajungă la aproximativ 2,0 m, s-a considerat că aceste habitate pot prezenta dependență puțin probabilă și nulă față de adâncimea medie a nivelului apei subterane.

Graficele cu variațiile mediilor anuale (perioada 2010-2017) pentru adâncimile minime și maxime ale nivelului apei subterane, realizate pentru forajele din cadrul corpului de apă subterană ROIL16, au evidențiat faptul că: adâncimea maximă și minimă a nivelului apei subterane a fost de 14,77 m și respectiv de 0,04 m iar amplitudinea maximă a variației nivelului apei subterane a fost de 3,87 m. Variabilitatea în timp a nivelului apei subterane a cuprins toate categoriile de adâncimi ale sistemului radicular pentru speciile din habitatele Natura 2000 și CLC 2000 (Scrădeanu et al., 2018).

Analiza variabilității în spațiu, a constat în realizarea unor hărți pe baza mediilor adâncimilor minime și maxime ale nivelului apei subterane (Figurile 3.16 și 3.17), respectiv a amplitudinilor de variație a acestuia, calculate pentru fiecare foraj de observație, pentru întreaga perioadă de monitorizare, 2010 – 2017. Hărțile au fost realizate pentru fiecare sit de importanță în parte.

De asemenea, s-a realizat zonarea gradului de dependență al ecosistemelor terestre grupate în categoriile păduri, tufăriș și vegetație ierboasă, în funcție de adâncimea maximă anuală a nivelului apei subterane, fiind astfel identificate ecosistemele potențial dependente

de adâncimea nivelului apei subterane de mică adâncime pentru situațiile extreme din perioada 2010 – 2017 (Scrădeanu et al., 2018) (Figura 3.18).

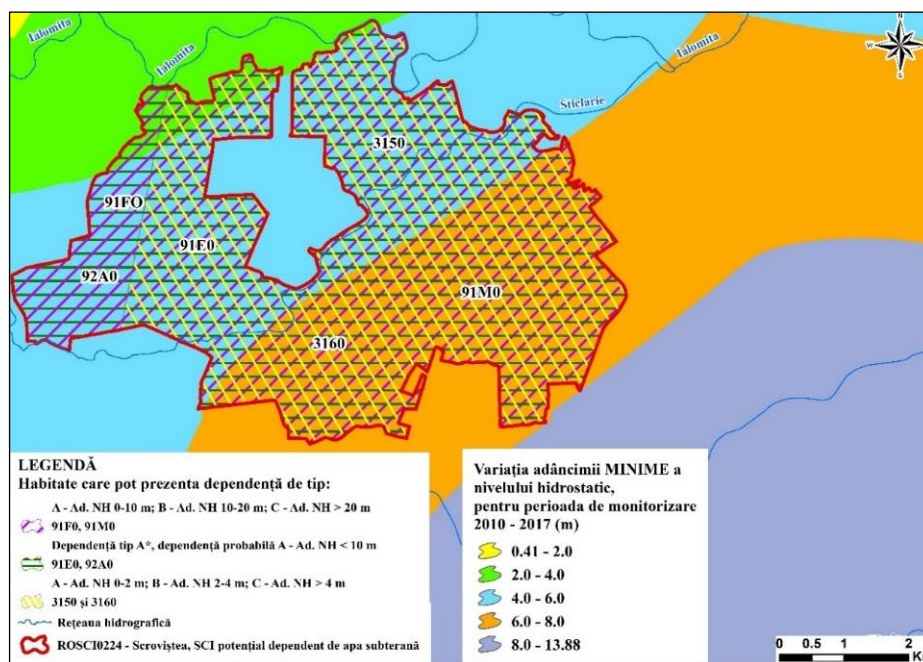


Figura 3.16 – Variația adâncimii minime a nivelului apei subterane, în perioada 2010 – 2017 și habitatele Natura 2000 din cadrul sitului ROSCI0224

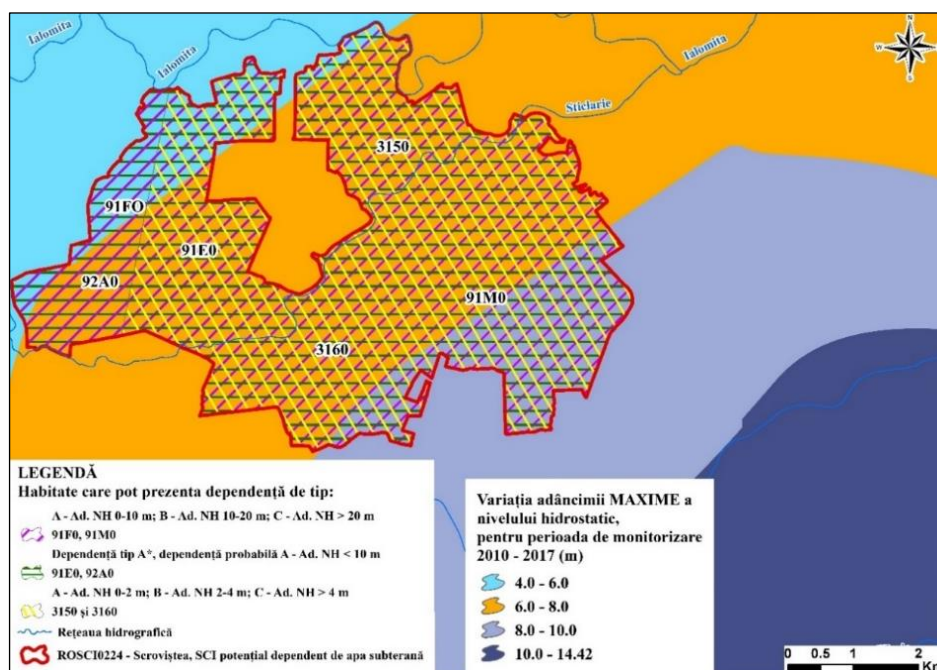


Figura 3.17 – Variația adâncimii maxime a nivelului apei subterane, în perioada 2010 – 2017 și habitatele Natura 2000 din cadrul sitului ROSCI0224

În cazul sitului de importanță comunitară **ROSCI0224 – Scroviștea**, patru habitate Natura 2000 (91F0, 91M0, 91E0 și 92A0) și o categorie CLC 2000 (311) nu și-au modificat gradele de dependență față de apa subterană, stabilite în funcție de adâncimea nivelului apei subterane din perioada 17-19 octombrie 2017.

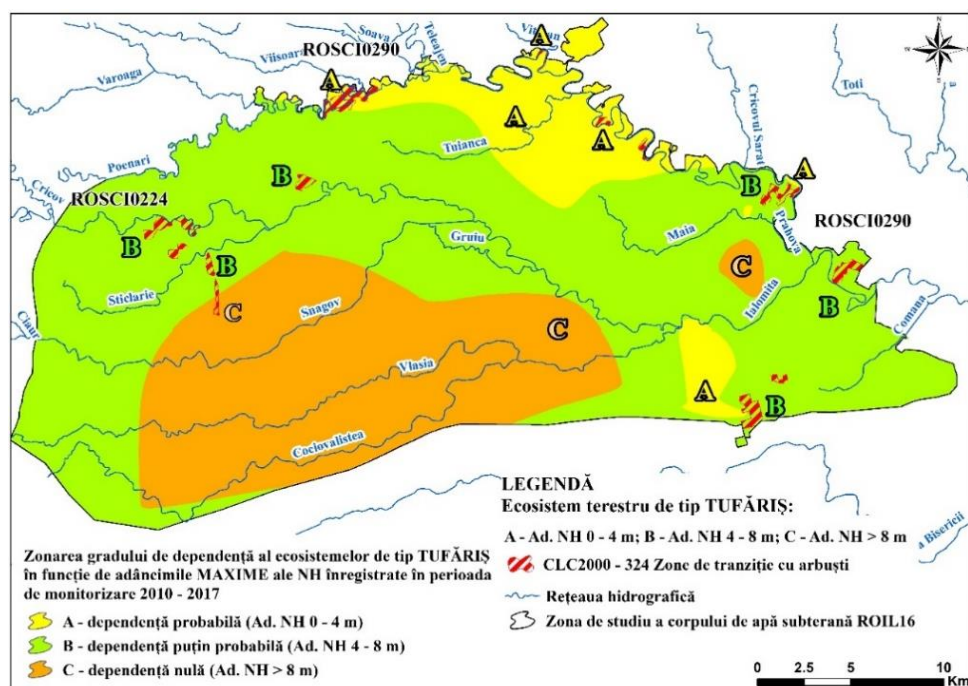


Figura 3.18 – Zonarea gradului de dependență al ecosistemelor terestre de tip TUFĂRIȘ, în funcție de adâncimea maximă anuală a nivelului apei subterane de mică adâncime, în perioada 2010 - 2017

Prin urmare, în urma analizei realizată pe baza mediilor adâncimilor minime și maxime ale nivelului apei subterane, respectiv a amplitudinilor de variație a acestuia, pentru perioada 2010 – 2017, habitatele 91F0, 91M0, 91E0 și 92A0 și CLC 2000 - 311 au prezentat în continuare, dependență probabilă (de tip A) față de apa subterană. Pentru habitatele 3150, 3160 și CLC 2000 – 231 și 324, variația adâncimii minime a nivelului apei subterane din perioada 2010-2017 a modificat gradele de dependență în mod ușor favorabil. Habitatele 3150 și 3160 au prezentat pe lângă dependență nulă și dependență puțin probabilă față de apa subterană (tip B), ca urmare a ridicării nivelului apei subterane mai aproape de suprafața terenului. Categoria 231 a prezentat pe lângă dependență nulă și dependență puțin probabilă iar CLC 2000 – 324 a avut pe anumite areale și dependență probabilă (A) față de apa subterană, pe lângă dependență nulă. În schimb, zona în funcție de adâncimea maximă a nivelului apei subterane de mică adâncime, din perioada 2010-2017, nu a adus modificări asupra gradelor de dependență ale habitatelor Natura 2000 și CLC 2000.

În situația sitului de importanță comunitară **ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței**, toate cele patru habitate Natura 2000 (91I0, 91F0, 92A0 și 6430) și cele trei categorii CLC 2000 (311, 231, 324) și-au păstrat gradele de dependență față de apa subterană, stabilite în funcție de adâncimea nivelului apei subterane din perioada 17-19 octombrie 2017. Diferențele înregistrate dintre cele două analize, din perioada 17-19 octombrie 2017 și 2010 – 2017 au constat în modificarea suprafețelor habitatelor și categoriilor CLC 2000 pe care au prezentat gradele de dependență (*A, B sau C*). Habitatele Natura 2000, 91I0, 91F0, 92A0 și CLC 2000 – 311 au prezentat în continuare, dependență probabilă (de tip *A*) față de apa subterană, în urma analizei realizată pe baza mediilor adâncimilor minime și maxime ale nivelului apei subterane, respectiv a amplitudinilor de variație a acestuia. Pentru habitatul 6430, au fost identificate toate cele trei grade de dependență (*A, B și C*), atât pentru perioada de analiză 17-19 octombrie 2017 cât și în funcție de variația mediilor adâncimilor minime și maxime ale nivelului apei subterane, respectiv a amplitudinilor de variație a acestuia. De asemenea, categoria CLC 2000 – 324 și-a păstrat gradele de dependență probabilă (*A*) și dependență puțin probabilă (*B*) față de apa subterană în toate cele trei ipostaze analizate.

Ecosistemele terestre potențial dependente de adâncimea nivelului apei subterane de mică adâncime, pentru situațiile extreme din perioada 2010 – 2017, sunt în special cele de tip ”Păduri”: 91F0, 91M0, 92A0, 91E0, 91I0, 311. Ecosistemele terestre de tip ”Vegetație ierboasă”, au prezentat un comportament sensibil la variațiile minime și maxime ale nivelului apei subterane de mică adâncime. Acestea au fost considerate puțin probabil dependente sau chiar independente de apa subterană pentru situațiile extreme din perioada 2010 – 2017: 3150, 3160, 6430 și 231. Ecosistemul terestru de tip ”Tufăriș”, 324 – *Zone de tranziție cu arbuști (în general defrișate)* a prezentat un comportament mult mai stabil decât ecosistemele de tip ”Vegetație Ierboasă”, dar a indicat totuși capacitatea de a trece mai ușor de la dependență probabilă (*A*) la puțin probabilă (*B*) sau chiar nulă (*C*), în situațiile în care se înregistrează variații medii și maxime ale nivelului apei subterane de mică adâncime.

Întrucât s-au înregistrat amplitudini mari ale variației adâncimii nivelului apei subterane de mică adâncime, pentru perioada 2010 – 2017, în nordul sitului ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței, pentru arealele ecosistemelor, 91F0, 92A0, 6430, 311 și 231, au fost evidențiate zone de atenție, unde este necesară o monitorizare a stării acestora, în corelație cu adâncimea nivelului apei subterane.

3.6.2 Evaluarea dependenței ecosistemelor terestre de regimul hidrochimic al acviferului de mică adâncime

Evaluarea dependenței ecosistemelor terestre față de regimul hidrochimic al acviferului de mică adâncime s-a realizat similar cu cea a regimului hidrodinamic, presupunând identificarea ecosistemele terestre din cadrul corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei, care sunt situate în zone de posibil risc pentru starea lor de conservare (ZPR) în raport cu calitatea apei subterane de mică adâncime (Scrădeanu et al., 2018).

Habitatele Natura 2000 din cadrul celor două situri de importanță comunitară potențial dependente de apa subterană, au prezentat următoarele stări de conservare generală (Mihăilescu et al., 2015):

- ROSCI0224 – Scroviștea: Favorabilă (3150, 3160) și Inadecvată (91F0, 91M0, 92A0, 91E0)
- ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței: Favorabilă (6430), Inadecvată (91F0, 92A0) și nefavorabilă (91I0).

Analiza variabilității în timp a caracteristicilor fizico-chimice ale apei subterane a fost realizată pe un număr de foraje reprezentative, pentru care au fost create grafice cu variațiile în timp ale concentrațiilor elementelor chimice (azotiți, sulfăți, cloruri, amoniu, arsen, fosfați), raportate la valoarea de prag a corpului de apă subterană. Au fost reprezentate unul sau două elemente chimice pentru fiecare foraj, pentru perioadele de timp 2014 – 2017.

În forajul 41, situat în apropierea localității Ion Lahovari, s-a observat că azotiții (NO_2) au înregistrat valori sub valoarea de prag de 0,5 mg/l în perioada mai 2014 – mai 2017 și valori peste valoarea de prag, în octombrie 2017 (Figura 3.19).

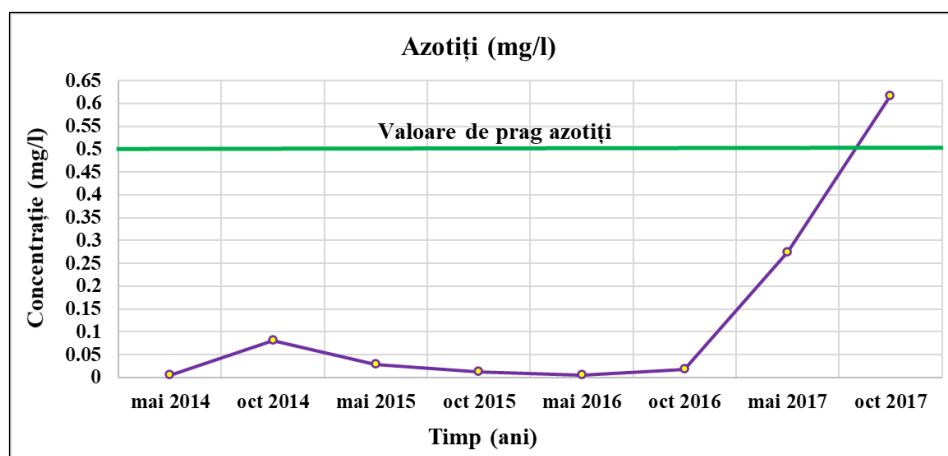


Figura 3.1 – Variabilitatea în timp a azotiților în forajul 41

Analiza variabilității spațiale a caracteristicilor fizico-chimice s-a realizat pe baza hărților cu izoconcentrațiile pentru fiecare element, care au evidențiat arealele în care concentrațiile elementelor chimice au fost maxime, indicând astfel zonele de posibil risc pentru starea de conservare a habitatelor (ZPR), în care ar trebui monitorizat ecosistemul (Scrădeanu et al., 2018). Hărțile au fost construite pe baza mediei valorilor înregistrate în 50 de foraje de observație, în anul 2017.

Valoarea de prag a amoniului, stabilită pentru corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei este de 1,5 mg/l (A.N.A.R. et al., 2016b). Conform figurii 3.20, amoniul a înregistrat depășiri locale, care nu se regăsesc în arealul celor două situri de importanță comunitară ROSCI0224 – Scroviștea și ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței și respectiv în cadrul habitatelor Natura 2000. La nivelul corpului de apă subterană, depășirile peste valoare de prag a amoniului este situată în jurul localității Lacu Turcului. Diferența dintre cea mai mare și cea mai mică valoare a parametrului amoniu variază între 0,0000015 - 0,66 mg/l, cu maximum înregistrat în jurul localității Lacul Turcului, în afara zonelor de dezvoltare ale habitatelor analizate. Indicatorul chimic amoniu nu constituie un risc pentru calitatea acviferului de mică adâncime și respectiv pentru habitatele Natura 2000.

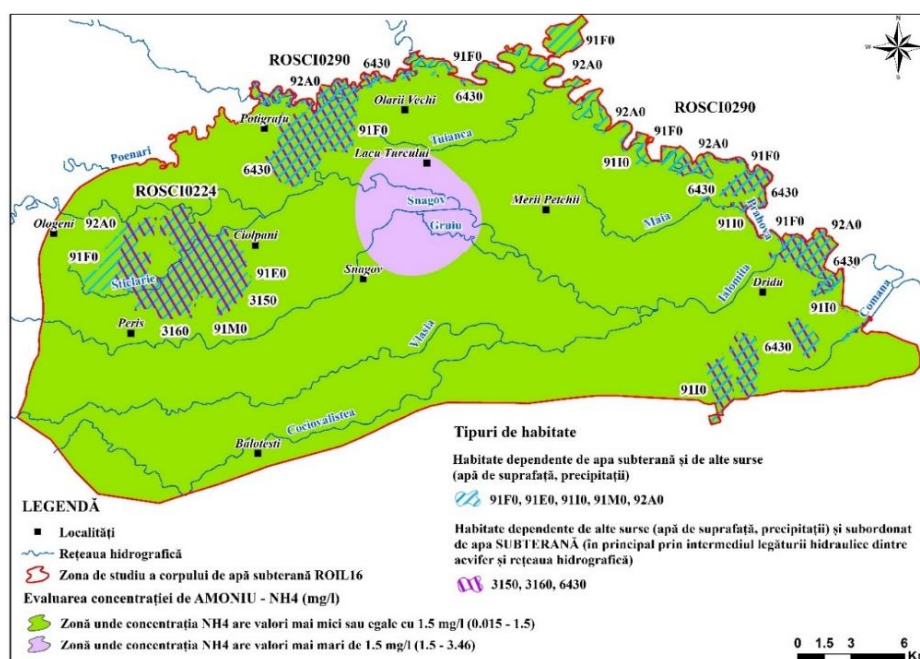


Figura 3.20 – Distribuția spațială a concentrației amoniului (medii 2017) în cadrul corpului de apă subterană ROIL16

Pentru realizarea hărților cu amplitudinile maxime, au fost determinate concentrațiile maxime și minime pentru fiecare element chimic. În cazul în care, un ecosistem s-a aflat

într-o zonă în care elementul analizat a depășit valoarea de prag și în aceeași zonă s-a regăsit și amplitudinea maximă de variație a indicatorului, s-a considerat că riscul afectării stării de conservare a ecosistemului este mult mai mare și s-au delimitat zone de posibil risc crescut (ZPRC) pentru starea de conservare a acestora (Scrădeanu et al., 2018).

Amplitudinea de variație a parametrului sulfatți a variat între 5,66 - 2347,85 mg/l. În figura 3.21, sunt suprapuse amplitudinile de variație și distribuția spațială a concentrației sulfatilor, reprezentată prin valorile mai mici și mai mari de 250,0 mg/l. S-a constatat că în zonele în care au existat depășiri peste valoare de prag, amplitudinile au avut valori medii până la maxime.

Pentru situl de importanță comunitară ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței, dependent de apa subterană, amplitudinile au variat de la valori minime până la valori mari (reprezentate prin culorile de verde, galben, portocaliu deschis) (Figura 3.21). În cadrul acestui sit a fost semnalată o zonă de posibil risc crescut pentru starea de conservare a habitatelor (ZPRC), întrucât depășirile concentrației la sulfatți peste valoare de prag s-au suprapus cu amplitudinile mari ale indicatorului (Scrădeanu et al., 2018). O astfel de zonă este evidențiată în nord-vestul sitului (reprezentată prin culoarea portocaliu deschis), unde se dezvoltă următoarele habitate, cu stările de conservare generale (Mihăilescu et al., 2015): 6430 – stare de conservare favorabilă și 91F0, 92A0 – stare de conservare inadecvată.

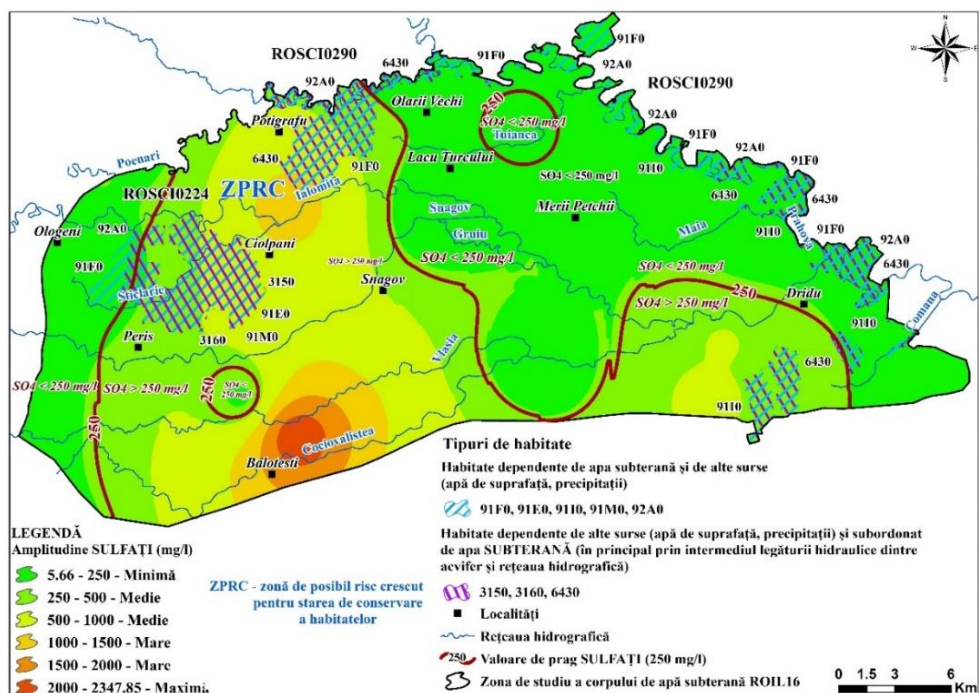


Figura 3.21 – Distribuția spațială a amplitudinii de variație a concentrației sulfatilor și identificarea ZPRC ale habitatelor Natura 2000, pentru starea lor de conservare

În urma analizei pe baza informațiilor chimice pentru anul 2017, s-au observat următoarele:

- au fost înregistrate depășiri locale ale mediilor concentrațiilor pe anul 2017, pentru elementele chimice amoniu – NH_4 , azotați – NO_3 și arsen – As, arealele cu aceste depășiri reprezentând mai puțin de 20% din suprafața corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei;
- în cazul indicatorilor cloruri și sulfati, arealele cu depășiri ale mediilor concentrațiilor pe anul 2017, peste valorile de prag (250,0 mg/l) au reprezentat mai mult de 20% din suprafața corpului de apă subterană. Acești indicatori au prezentat depășiri încă din anul 2014 și s-a considerat că acestea sunt corelate cu valorile fondului natural ale zonei și cu factorii naturali de proveniență și într-o mai mică măsură datorate surselor potențial poluatoare analizate;
- în cazul indicatorilor chimici, azotiți – NO_2 și fosfați – PO_4 , au fost înregistrate în forajele de observație valori cu depășiri, fără ca media concentrațiilor pe anul 2017 să fie mai mare ca valorile de prag stabilite pentru aceste elemente.

Indicatorii chimici cu depășiri locale ale valorilor de prag stabilite pentru corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei au fost: amoniu, azotații, azotiții, arsenul și fosfații. Corpul de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei a fost considerat în stare chimică bună.

Pentru situl de importanță comunitară **ROSCI0224 – Scroviștea**, dependent de apa subterană, au fost identificate zone de posibil risc pentru starea de conservare a habitatelor 91F0, 91M0, 92A0, 91E0, 3150 și 3160 pentru care au existat depășiri ale valorilor medii înregistrate în forajele de observație în anul 2017, în cazul parametrilor cloruri și sulfati. Indicatorii chimici, cadmiu dizolvat și crom dizolvat nu au înregistrat depășiri ale valorilor prag (în raport cu mediile pe anul 2017) dar au avut amplitudini de variație ale elementele care au variat de la valori minime până la mari, fiind astfel delimitate zone de posibil risc pentru starea de conservare a habitatelor (Scrădeanu et al., 2018). Habitatele Natura 2000 care prezintă stări de conservare generale – inadecvate (Mihăilescu et al., 2015), 91E0, 91M0, 92A0 și 91F0, sunt cele mai vulnerabile la depășirile concentrațiilor peste valorile de prag sau la amplitudinile de variație mari-maxime ale indicatorilor chimici.

În cazul sitului de importanță comunitară **ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței**, dependent de apa subterană, au fost identificate zone de posibil risc (ZPR) și zone de posibil risc crescut (ZPRC) (Scrădeanu et al., 2018) pentru starea de conservare a habitatelor 91F0, 92A0 și 6430, pentru care au existat depășiri ale valorilor medii înregistrate în forajele de

observație în anul 2017, în cazul parametrilor cloruri și sulfatați. Pentru habitatul 91I0, s-au identificat zone de posibil risc crescut în raport cu indicatorul cloruri și zone de posibil risc pentru elementul sulfatați. Indicatorii chimici, arsen, fosfați, cadmiu dizolvat, mercur dizolvat, cupru dizolvat, zinc dizolvat, crom dizolvat și plumb dizolvat nu au înregistrat depășiri ale valorilor prag (în raport cu mediile pe anul 2017) dar au avut amplitudini de variație ale concentrațiilor minime până la maxime, fiind astfel delimitate zone de posibil risc (Scrădeanu et al., 2018) pentru starea de conservare ale habitatelor 91F0, 92A0 și 6430. Habitatul 91I0, care prezintă o stare de conservare generală – nefavorabilă (rea) (Mihăilescu et al., 2015) și care este situat în zone cu depășiri ale valorilor de prag ale elementelor cloruri și sulfatați și în arealele cu amplitudini de variație mari-maxime ale indicatorilor cadmiu, mercur, cupru, zinc, crom și plumb este considerat cel mai vulnerabil. Habitatele care prezintă stări de conservare generale – inadecvate (Mihăilescu et al., 2015), 92A0 și 91F0 sunt considerate, de asemenea, vulnerabile la depășirile concentrațiilor peste valorile de prag sau la amplitudinile de variație mari-maxime ale indicatorilor chimici. Pentru categoriile de utilizarea ale terenului CLC 2000 (311, 324, 321), au fost identificate zone de atenție în arealele în care acestea s-au suprapus peste suprafețele în care s-au înregistrat depășiri ale valorilor de prag pentru concentrațiile medii pe anul 2017, în cazul indicatorilor cloruri și sulfatați.

Având în vedere distribuția spațială ale habitatelor și zonelor de posibil risc (și risc crescut) pentru starea de conservare ale acestora, s-a considerat că întreaga suprafață a siturilor de importanță comunitară - ROSCI0224 și ROSCI0290 ar trebui monitorizată, pentru observarea comportamentului speciilor de plante la diferite concentrații ale elementelor dar și pentru utilizarea acestora ca un posibil indicator pentru protecția apelor subterane împotriva deteriorării (Scrădeanu et al., 2018).

În urma analizei hidrochimice a acviferului de mică adâncime în raport cu habitatele Natura 2000 și CLC 2000, s-a observat că majoritatea speciilor de plante și arbori ale habitatelor Natura 2000 din cadrul celor două situri de importanță comunitară ROSCI0224 – Scroviștea și ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței, au prezentat capacitatea de a absorbi, acumula sau a degrada metalele grele și alte elemente chimice din sol și apă. În funcție de specie, de condițiile climatice, tipurile de soluri, apă și de elementele chimice disponibile, plantele și arborii din cadrul habitatelor au prezentat capacități de acumulare, hiperacumulare sau anumite grade de toleranță la diverși poluanți (Stojnić et al., 2019;

Antoniadis et al., 2020; Rápó et al., 2020; Tabibian et al., 2020; Schück și Greger, 2020; Pecina et al., 2020 etc.)

Corelând analizele din cadrul subcapitolelor 2.4.2.1.3 și 3.6, s-a considerat că speciile de plante și arbori din cele opt habitate analizate, dependente de apa subterană, în mod direct sau indirect (prin comunicarea hidraulică cu apele de suprafață), pot prezenta o bună capacitate de adaptare la condițiile hidrochimice identificate pentru acviferul de mică adâncime: poluări locale cu azotați, amoniu, sulfăți, cloruri, arsen, zinc, plumb, azoțiți, mercur, fosfați, cupru, crom și cadmiu.

3.7 Simularea procesului de curgere a apei subterane în diferite condiții de stres și a modificării calității acesteia în urma unei poluării accidentale în relație cu ecosistemele terestre dependente

3.7.1 Simularea procesului de curgere a apei subterane în condițiile exploatării unor foraje hidrogeologice și relația cu ecosistemele terestre dependente

Simularea procesului de curgere a apei subterane în condițiile exploatării unor foraje hidrogeologice s-a realizat în scopul observării, la nivel local, a denivelării produsă de exploatarea forajelor hidrogeologice, în cadrul sitului de importanță comunitară ROSCI0290 – Scroviștea și determinarea influenței solicitării antropice asupra gradelor de dependență identificate pentru habitatele Natura 2000 față de adâncimea nivelului apei subterane de mică adâncime.

A fost simulat procesul de exploatare a cinci foraje hidrogeologice cu debitele lor maxime (ID foraj 45 – 9,0 l/s, 60 – 6,0 l/s, 52 – 7,0 l/s, 140 – 7,0 l/s, 139 – 6,0 l/s) pe o perioadă de 1 an și 5 ani de zile și observarea denivelărilor pentru 90 zile, 270 zile, 1 an, 3 ani și 5 ani.

Luând în considerare tipurile de dependență pe care le pot prezenta habitatele Natura 2000 în funcție de adâncimea nivelului apei subterane, a sistemului radicular al speciilor și analizele realizate în subcapitolul 3.5, s-a observat că exploatarea forajelor cu debitele lor maxime, pe perioadele de timp de 90 zile, 270 zile, nu au modificat gradele de dependență identificate pentru habitate. După pomparea forajelor pe o perioadă de 1 an, 3 ani și 5 ani de zile, a condus la scăderea nivelului apei subterane, local, în zona siturilor de importanță comunitară, fiind prezentate efectele asupra habitatelor Natura 2000 (Figura 3.22).

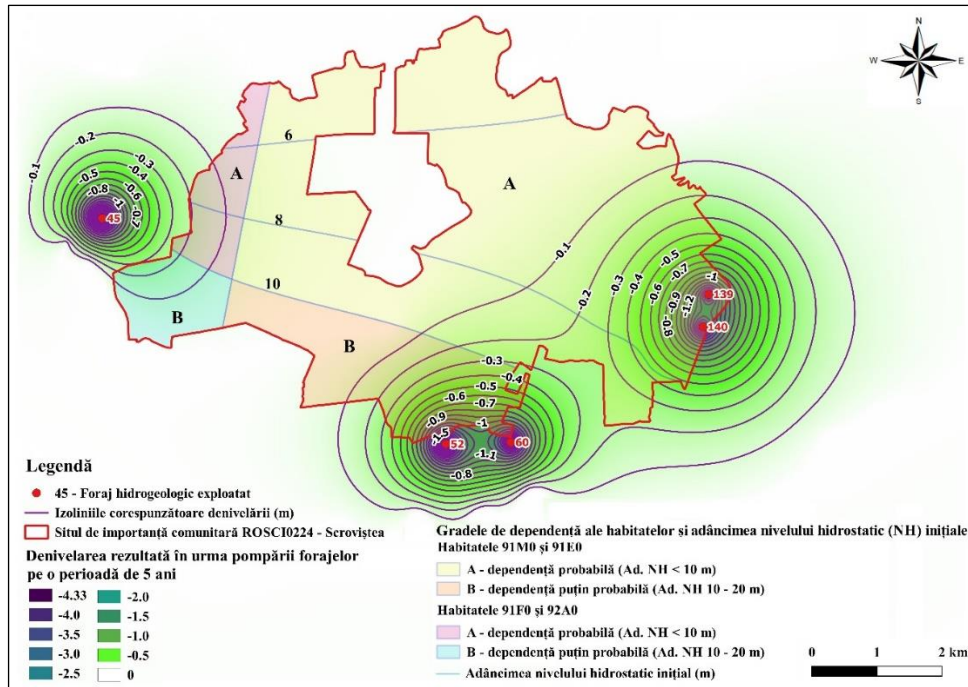


Figura 3.22 – Gradele de dependență ale habitatelor în funcție de adâncimea nivelului apei subterane și denivelarea rezultată în urma pompării forajelor, pe o perioadă de timp de 5 ani de zile

Pe parcursul simulărilor realizate au fost observate variațiile nivelului apei subterane în forajele pompate, pentru perioadele de timp de 90 zile, 270 zile, 1 an, 3 ani și 5 ani. După 5 ani de pompare, în toate forajele, nivelul dinamic a scăzut fără să depășească o treime din lungimea coloanei de apă (Figura 3.23).

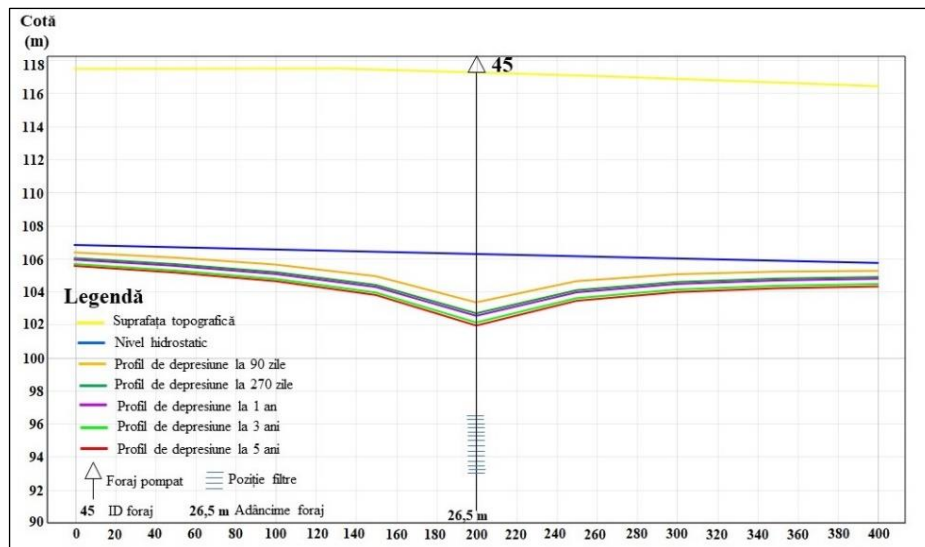


Figura 3.23 – Variația nivelului apei subterane în forajul 45, în cazul pompării acestuia timp de 90 zile, 270 zile, 1 an, 3 ani și 5 ani

Pe baza simulării proceselor de exploatare ale forajelor, s-a urmărit și capacitatea apei subterane de a reveni la starea regimului neinfluențat. S-a analizat, variația nivelului apei subterane la 90 zile, 1 an și 5 ani de la oprirea exploatărilor. Această analiză a evidențiat faptul că după 5 ani, de la oprirea exploatărilor, cotele nivelului apei subterane s-au apropiat semnificativ de cele inițiale ale nivelului hidrostatic (Figura 3.24).

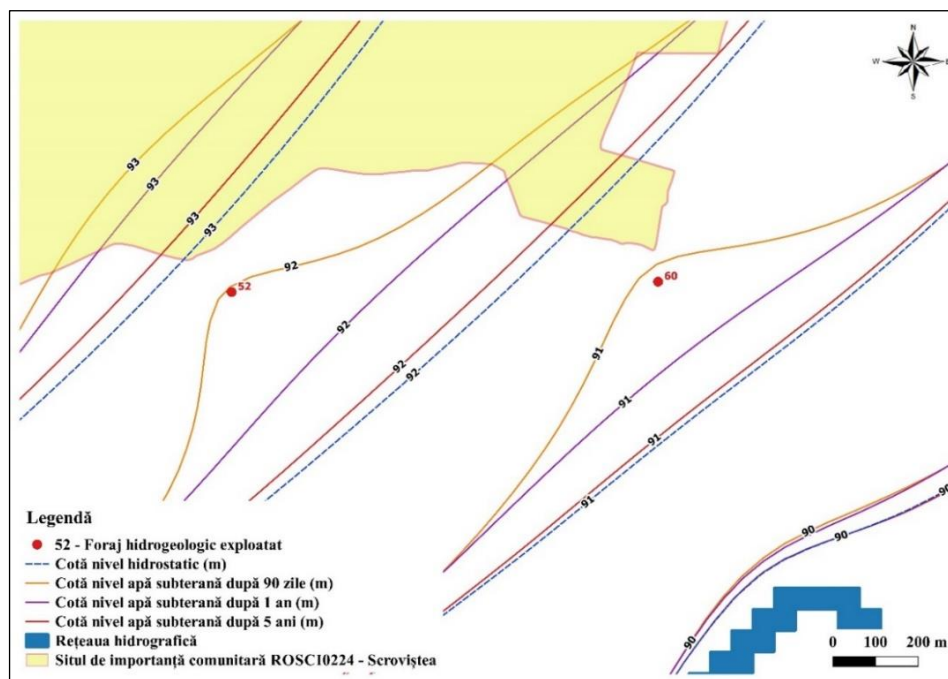


Figura 3.24 – Revenirea nivelului apei subterane la starea neinfluențată, în forajele 52 și 60

3.7.2 Simularea procesului de transport al unui contaminant și relațiile cu ecosistemele terestre dependente

Simularea procesului de transport al unui contaminant direct în acvifer, s-a realizat pe baza modelului matematic de curgere a apei subterane în regim natural elaborat în subcapitolul 3.4.

S-a considerat că poluarea s-a produs cu nitrați, iar concentrația introdusă în model a fost de 1000 mg/l. Simularea s-a realizat cu o concentrație constantă, în mod continuu, timp de 1 an, 3 ani și 5 ani. Modelul a fost calibrat pe baza forajelor analizate în subcapitolele 3.6.2.2 și 3.6.2.3, în care au fost înregistrate concentrațiile indicatorului azotați pentru corpul de apă subterană freatic ROIL16.

În 5 ani de poluare continuă, pana de nitrați a parcurs prin acvifer, pe direcția de curgere a apei subterane, o distanță maximă de 2,4 km. În amonte de sursă, poluantul s-a

extins pe o distanță de maxim 300,0 m. Lățimea maximă a penei de nitrați a fost cca. 2,0 km. Suprafața totală contaminată cu nitrați, după 5 ani de zile a fost de 4,15 km² (Figura 3.25).

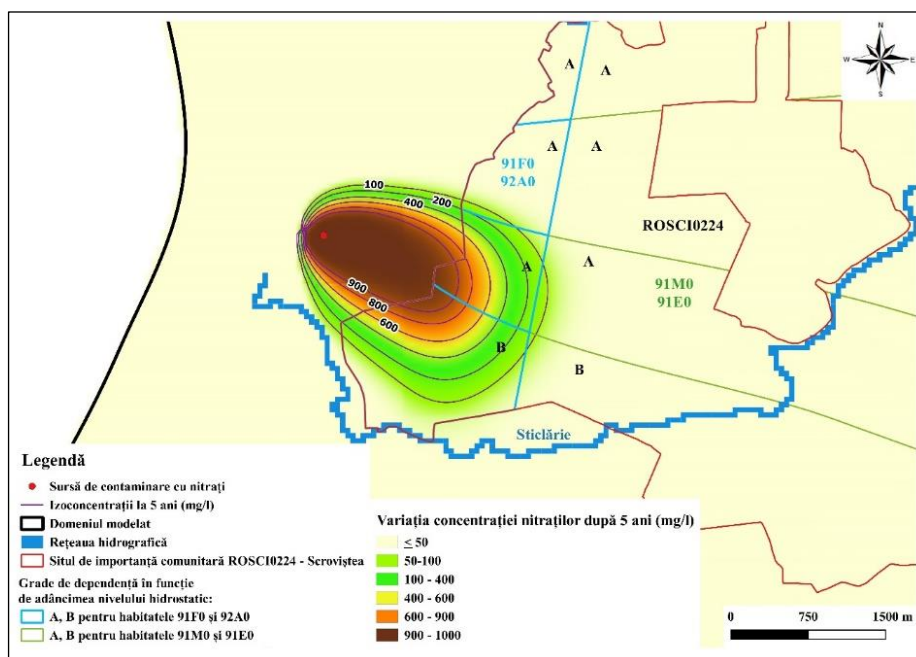


Figura 3.25 – Extinderea penei de nitrați după 5 ani de poluare continuă

S-a observat că după 5 ani de zile, contaminantul s-a extins în vestul sitului de importanță comunitară, în special în zona habitatelor 91F0 și 92A0, ocupând aproape întreaga suprafață central-sudică a acestora. De asemenea, poluantul a ajuns, după 5 ani și la limita sud-vestică a habitatelor 91M0, 91F0. În această situație, cele mai afectate de către concentrațiile mari de nitrați, au fost speciile vegetale din cadrul habitatelor 91F0 și 92A0, dependente de apa subterană. Arealele din aceste habitate puțin probabil dependente de apa subterană cât și habitatele 3150 și 3160 identificate cu dependență nulă față de apa subterană (la momentul 17-19 octombrie 2017) prezintă un risc mai mic de a fi afectate din punctul de vedere al calității apei subterane.

S-a observat în continuare, dinamica poluantului pe parcursul unui an, 3 ani și 5 ani de la oprirea contaminării.

După 5 ani, pana de poluant s-a îndepărtat de la sursă cu aproximativ 780,0 m. Concentrațiile maxime identificate pentru nitrați, după 5 ani de zile, cuprinse între 500,0 – 588,0 mg/l, s-au înregistrat în zona habitatelor 91F0, 92A0, 91M0 și 91E0 probabil dependente de apa subterană și zona acestora cu dependență puțin probabilă. Suprafața habitatelor influențate de aceste concentrații a fost de 1,5 km². Concentrații de cca. 50,0 –

270,0 mg/l s-au înregistrat în zona râului Sticlărie unde pana de poluant a migrat încă după 3 ani, de la oprirea sursei de poluare (Figura 3.26).

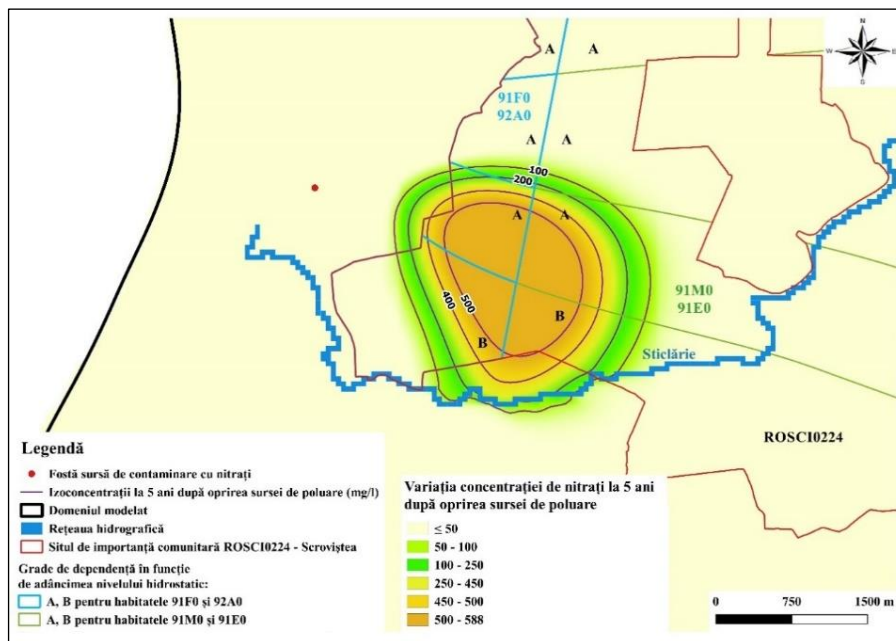


Figura 3.26 – Extinderea penii de nitrați după 5 ani de la oprirea sursei de poluare

CONCLUZII

Prezenta teză de doctorat a adus următoarele contribuții pentru cunoașterea zonei corpului de apă subterană freatic ROIL16 – Câmpia Vlăsiei și a ecosistemelor terestre analizate:

- Prima prelucrare geostatistică a informațiilor geologice din zona corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei, finalizată prin realizarea unor secțiuni geologice;
- Modelul conceptual al acviferului de mică adâncime reprezentat prin intermediul schematizărilor: spațială, parametrică și hidrodinamică;
- Primul model hidrogeologic tridimensional al corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei, completat cu: modelul geologic tridimensional al forajelor, al terenului, cu variația nivelului apei subterane de mică adâncime și secțiuni hidrogeologice;
- Caracterizarea zonei vadoase, acviferului de mică adâncime și a culcușului acestuia prin intermediul hărților specifice: grosimi, izohipse, izoadâncimi etc.

- Prima prelucrare geostatistică a valorilor conductivității hidraulice, fiind determinată variabilitatea spațială a acestora în cadrul corpului de apă subterană;
- Analiza variației nivelului apei subterane de mică adâncime, pentru perioadele 2016 - 2018 și respectiv 2016 - 2019, corelată cu cantitățile maxime de precipitații (medii lunare) din aceeași perioadă.
- O altă contribuție personală a fost realizarea unei campanii de teren, în perioada 17-19 octombrie 2017, în care au fost măsurate 66 puncte, reprezentând cotele luciului apei din râurile și lacurile atât din cadrul corpului de apă subterană și din vecinătatea acestuia. Aceste informații au fost corelate cu nivelurile apei subterane de mică adâncime, înregistrate în 38 de foraje de observație din cadrul R.H.N., pentru perioada 17-19 octombrie 2017. Astfel, a fost realizat spectrul hidrodinamic al acviferului de mică adâncime;
- A fost elaborat un model numeric funcțional pentru transport de masă și energie pentru suprafața corpului de apă subterană ROIL16, calibrat pe măsurătorile din perioada 17-19 octombrie 2017;
- Prima analiză de detaliu, din zona de studiu, a relațiilor dintre acviferul de mică adâncime și ecosistemele terestre, reprezentate de către siturile de importanță comunitară ROSCI0224 – Scroviștea, ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței, habitatele Natura 2000 și categoriile de utilizare ale terenului CLC 2000 asociate;
- Primul model conceptual care prezintă relațiile dintre acviferul de mică adâncime, sistemul radicular al plantelor și precipitații;
- Identificarea siturilor de importanță comunitară potențial dependente de acviferul de mică adâncime și ierarhizarea gradului de dependență al habitatelor Natura 2000 și CLC 2000, față de acviferul de mică adâncime. Ulterior fiind stabilit gradul de dependență al siturilor față de acviferul de mică adâncime.
- Primul model conceptual care pune în corelație ecosistemele terestre cu regimul hidrodinamic al acviferului de mică adâncime, respectiv cu mediile adâncimilor minime și maxime anuale ale nivelului apei subterane (perioada 2010-2017).
- Hărțile cu variația adâncimilor minime și maxime și cele cu amplitudinea de variație a nivelului apei subterane, pentru perioada 2010 – 2017. Pentru aceeași perioadă s-au realizat hărți cu zonarea gradului de dependență al ecosistemelor terestre prezentate sub forma categoriilor, păduri, tufăriș și vegetație ierboasă, în funcție de adâncimea maximă a nivelului apei subterane de mică adâncime;

- Analiza variabilității în timp și spațiu a caracteristicilor fizico-chimice ale apei subterane, în perioada 2014 – 2017: hărți cu distribuția concentrațiilor (medii 2017) și hărți cu amplitudinea de variație a concentrațiilor acestora cu identificarea zonelor de posibil risc sau risc crescut ale habitatelor Natura 2000, pentru starea lor de conservare;
- Hărțile cu variația temperaturii și a pH-ului apei subterane, diagrama Piper și Schoeller-Berkaloff, fiind calculate și reprezentate grafic, pentru prima oară, mineralizația totală și raportul de adsorbție a sodiului (SAR) pentru acviferul de mică adâncime;
- S-a simulat procesul de curgere a apei subterane în condițiile exploatării unor foraje hidrogeologice (pe o perioadă de 90 zile, 270 zile, 1 an, 3 ani și 5 ani) și pentru prima oară, în zona de studiu, au fost analizate influențele asupra gradelor de dependență ale habitatelor Natura 2000, stabilite în analizele anterioare. De asemenea, au fost realizate profiluri cu variația nivelului apei subterane și grafice cu variația nivelului dinamic în forajele pompate, în perioadele de timp analizate, cât și hărți cu revenirea nivelului apei subterane la starea regimului neinfluențat;
- S-a simulat procesul de transport al unui contaminat și pentru prima oară, s-au analizat efectele aduse habitatelor Natura 2000 din situl Scroviștea și gradul de poluare al acestora. Astfel, au fost realizate hărți cu extinderea penei de nitrați la 1 an, 3 ani și 5 ani de poluare continuă cât și cu distribuția spațială a acesteia după oprirea sursei de poluant;

Analizele realizate în prezenta teză de doctorat, referitoare la zona corpului de apă subterană ROIL16 – Câmpia Vlăsiei în corelație cu siturile de importanță comunitară ROSCI0224 – Scroviștea și ROSCI0290 – Coridorul Ialomiței, habitatele Natura 2000 și CLC 2000 asociate, pot reprezenta baza unor viitoare studii.

BIBLIOGRAFIE SELECTIVĂ

- 1. Albu, M., 1981.** *Mecanica apelor subterane*, Editura tehnică, București;
- 2. Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Stark, H.J., Wennrich, R., Levizou, E., Merbach, I., Rinklebe, J., 2020.** *Phytoremediation potential of twelve wild plant species for toxic elements in a contaminated soil*, Environment International 146 (2021) 106233, doi: 10.1016/j.envint.2020.106233;

3. **Bandrabur, T., 1966.** *Harta geologică, Scara 1:200.000 – 44. București, Notă explicativă*, Comitetul de Stat al Geologiei, Institutul Geologic, București, 12-23 pp.;
4. **Caers, J., 2002.** *Geostatistical history matching under training-image based geological model constraints*, SPE Annual Technical Conference and Exhibition, San Antonio, Texas;
5. **Capuana, M., 2020.** *A review of the performance of woody and herbaceous ornamental plants for phytoremediation in urban areas*, iForest 13: 139-151m doi: 10.3832/ifor3242-013;
6. **Combroux, I., Schwoerer, C., 2007.** *Evaluarea statutului de conservare al habitatelor și speciilor de interes comunitar din România, Ghid Metodologic*, Editura Balcanic, Timișoara, România, 19-46 pp.;
7. **Coteț, P., 1973.** *Geomorfologia României*, Editura Tehnică, București;
8. **De Filippis, G., Ghetta, M., Neumann, J., Cardoso, M., Cannata, M., Borsi, I., Rossetto, R., 2019.** *Groundwater modelling using MODFLOW-OWHN (One Water Hydrologic Flow Model)*, FREEWAT User Manual, volume 1, version 1.2.0.;
9. **Fontúrbel, T., Carrera, N., Antonio Vega, J., Fernández, C., 2021.** *The Effect of Repeated Prescribed Burning on Soil Properties: A Review*, Forests, 12, 767, doi: 10.3390/f12060767;
10. **Ghenea, C., Ghenea, A., Petrescu, I., Dumitru, A., 1970.** *Harta Hidrogeologică, Scara 1:100.000, Foaia 35 d Moreni*, Institutul Geologic, București;
11. **Ghenea, C., Ghenea, A., Petrescu, I., Grigorescu, C., Vlad, V., 1972.** *Harta Hidrogeologică, Scara 1:100.000, Foaia 43 b Domnești*, Institutul Geologic, București;
12. **Ghenea, C., Ghenea, A., Petrișor, D., Vlad., V., 1979.** *Harta Hidrogeologică, Scara 1:100.000, Foaia 36 c Ploiești*, Institutul Geologic, București;
13. **Isaaks, E.H., Srivastava, R.M., 1989.** *An introduction to Applied Geostatistics*, Oxford University Press, New York;
14. **Java, O., Kohv, M., Lõhmus, A., 2021.** *Performance of a Bog Hydrological System Dynamics Simulation Model in an Ecological Restoration Context: Sooma case study, Estonia*, Water, 13, 2217, doi: 10.3390/w13162217;
15. **Liteanu, E., Bandrabur, T., Mihăilă, N., Ghenea., A., Petrescu., I., Ghirogosian., C., Dăuș., V., 1965.** *Harta Hidrogeologică, Scara 1:100.000, Foaia București*, Institutul Geologic, București;
16. **Luoma, S., Majaniemi, J., Pullinen, A., Mursu, J., Virtasalo, J.J., 2021.** *Geological and groundwater flow model of a submarine groundwater discharge site at Hanko*

(Finland), northern Baltic Sea, Hydrogeology Journal, 29:1279-1297, doi: 10.1007/s10040-021-02313-3;

17. Mihăilescu, S., Strat, D., Cristea, I., Honciuc, V., 2015. *Raportul sintetic privind starea de conservare a speciilor și habitatelor de interes comunitar din România*, Institutul de Biologie București – Academia Română, Editura Dobrogea, 4-9, 197-250 pp.;

18. Murgeanu, G., Liteanu, E., Bandrabur, T., Petrescu I., Mitroi, E., 1966. *Harta Geologică, scara 1:200.000, Foaia 44 București*, Comitetul de Stat al Geologiei, Institutul Geologic, București;

19. Murgeanu, G., Motaș, I., Bandrabur, T., Ghenea, C., Săndulescu, M., Petrescu I., Mălăcescu C., 1967a. *Harta Geologică, scara 1:200.000, Foaia 36 Ploiești*, Comitetul de Stat al Geologiei, Institutul Geologic, București;

20. Murgeanu, G., Liteanu, E., Bandrabur, T., Ghenea, A., Patrulius, D., Petrescu, I., Mitroi, E., 1967b. *Harta Geologică, scara 1:200.000, Foaia 43 Neajlov*, Comitetul de Stat al Geologiei, Institutul Geologic, București;

21. Murgeanu, G., Patrulius, D., Gherasi, N., Ghenea, C., Ghenea, A., Petrescu, I., Ciobanu, E., 1968. *Harta Geologică, scara 1:200.000, Foaia 35 Târgoviște*, Comitetul de Stat al Geologiei, Institutul Geologic, București;

22. Omar, P.J., Gaur, S., Dikshit, P.K.S., 2021. *Conceptualization and development of multi-layered groundwater model in transient condition*, Applied Water Science, 11:162, doi: 10.1007/S13201-021-01485-3;

23. Ortiz, J.M., Emery, X., 2006. *Geostatistical estimation of a mineral resources with soft geological boundaries: a comparative study*, The South African Institute of Mining and Metallurgy, vol. 106, SA ISSN 0038-223X/3.00+0.00;

24. Ottosen, C., Rønde, V., Trapp, S., Bjerg, P., Broholm, M., 2018. *Phytoscreening for Vinyl Chloride in Groundwater Discharging to a Stream*, Groundwater Monitoring & Remediation 38, no. 1, 66-74, National Ground Water Association;

25. Palcu, M., 2003. *Modelarea comportării acviferului regional din Dacia inferioară al Olteniei în condițiile drenajului pentru exploatarea zăcămintelor de lignit și asigurarea localităților cu apă*, Teză de doctorat, Universitatea București;

26. Pecina, V., Juříčka, D., Kynický, J., Baltazár, T., Komendová, R., Brtnický, M., 2020. *The Need to Improve Riparian Forests Management in Uranium Mining Areas Based on Assessment of Heavy Metal and Uranium Contamination*, Forests, 11, 952, doi: 10.3390/f11090952;

- 27. Radelyuk, I., Naseri-Rad, M., Hashemi, H., Persson, M., Berndtsson, R., Yelubay, M., Tussupova, K., 2021.** *Assessing data-scarce contaminated groundwater sites surrounding petrochemical industries*, Environmental Earth Sciences, 80:351, doi: 10.1007/s12665-021-09653-z;
- 28. Rápó, E., Posta, K., Csavdári, A., Éva Vincze, B., Mara, G., Kovács, G., Haddidi, I., Tonk, S., 2020.** *Performance Comparison of Eichhornia crassipes and Salvinia natans on Azo-Dye (Eriochrome Black T) Phytoremediation*, Crystals 2020, 10, 565, doi: 10.3390/cryst10070565;
- 29. Retike, I., Kalvāns, A., Priede, A., Tarros, S., Tereasmaa, J., Türk, K., Bikše, J., Demidko, J., & Sisask, K., 2020.** *Interreg Estonia-Latvia project No. Est-Lat62” Joint management of groundwater dependent ecosystems in transboundary Gauja-Koiva river basin (Ground Eco)*, Final Report, Interreg Estonia-Latvia European Regional Development Fund, European Union, 13-133 pp.;
- 30. Roșu, A., 1980.** *Geografia fizică a României*, Editura Didactică și Pedagogică, București, 148-155 pp.;
- 31. Sandu, I., Pescaru, I., Poiană, I., Geicu, A., Cîndea, I., Țâștea, D., Bălțeanu, D., Bogdan, O., 2008.** *Clima României*, Administrația Națională de Meteorologie, Editura Academiei Române, București, 115-119, 130 – 194, 245-293 pp.;
- 32. Săndulescu, M., Ghenea, C., Motaș, I., Bandrabur, T., 1968.** *Harta geologică, Scara 1:200.000 – 36. Ploiești, Notă explicativă*, Comitetul de Stat al Geologiei, Institutul Geologic, București, 37-42 pp.;
- 33. Schück, M., Greger, M., 2020.** *Screening the Capacity of 34 Wetland Plant Species to Remove Heavy Metals from Water*, International Journal of Environmental Research and Public Health, 17, 6423, doi: 10.3390/ijerph17134623;
- 34. Scrădeanu, D., 1996.** *Modele Geostatistice în Hidrogeologie*, vol. 1, Editura Didactică și Pedagogică, București, 31-41, 47-52 pp.;
- 35. Scrădeanu, D., 2001.** *Geostatistică Aplicată – Estimarea Structurilor Spațiale*, Editura Universității din București, 7-99, 114-202 pp.;
- 36. Scrădeanu, D., Gheorghe, A., 2007.** *Hidrogeologie Generală*, Editura Didactică și Pedagogică, București, 19-28, 45-60, 102-166, 192-256 pp.;
- 37. Scrădeanu, D., Palcu., M., Iordache, V., Scrădeanu, M., 2015.** *”Studiu privind metodologia de analiză a interdependenței dintre corpurile de apă subterană și ecosistemele terestre cu identificarea ecosistemelor terestre direct dependente de apa subterană în*

conformitate cu prevederile Directivei Cadru Apă 2000/60/EC și Directivei 2006/118/EC”, Asociația Hidrogeologilor din România [A.H.R.], București, Arhiva I.N.H.G.A. – S.E.R.A.S/S.S.H.;

38. Scrădeanu, D., Palcu, M., Iordache, V., Scrădeanu, M., 2018. ”Dezvoltarea metodologiei privind ecosistemele terestre dependente de corpurile de apă subterană și analiza interdependenței acestora în conformitate cu prevederile Directivei Cadru Apă 2000/60/EC și Directivei 2006/118/EC privind protecția apelor subterane împotriva poluării și a deteriorării”, Asociația Hidrogeologilor din România [A.H.R.], București, Arhiva I.N.H.G.A. – S.E.R.A.S/S.S.H.;

39. Stojnić, S., Kebert, M., Drekić, M., Galić, Z., Kesić, L., Tepavac, A., Orlović, S., 2019. *Heavy Metals Content in Foliar Litter and Branches of Quercus petraea (Matt.) Liebl. and Quercus robur L., Observed at Two ICP Forests Monitoring Plots*, South East Eur For 10 (2): 151-157, doi: 10.15177/see-for.19-11;

40. Tabibian, S., Armin-Hashemi, S., Yousef-Torabian, S., 2020. *Mercury pollution in hornbeam (Carpinus betulus) trees in green space at industrial park area (Iran)*, Temas Agrarios 25(1): 48-53, doi: 10.21897/eta.v25i1.1980;

41. Thompson, E.M., Baise, L.G., Kayen, R.E., Tanaka, Y., Tanaka, H., 2010. *A geostatistical approach to mapping site response spectral amplifications*, Engineering Geology 114, 330-342, doi: 10.1016/j.enggeo.2010.05.010;

42. Tziatzios, G., Sidiropoulos, P., Vasiliades, L., Lyra, A., Mylopoulos, N., Loukas, A., 2021. *The use of the pilot points method on groundwater modelling for a degraded aquifer limited field data: the case of Lake Karla aquifer*, Water Supply, 21.6, doi: 10.2166/ws2021.133;

43. Wang, Z., Wang, W., Zhang, Z., Hou, X., Duan, L., Yao, D., 2021. *Assessment of the effect of water-table depth on riparian vegetation along the middle and lower reaches of the Manasi River, Northwest, China*, Hydrogeology Journal, 29:579-589, doi: 10.1007/s10040-020-02295-8;

44. Zaitsev, G., Dubrovina, O., Shainurov, R., 2020. *Iron and manganese migration in” soil-plant “system in Scots pine stands in conditions of contamination by the steel plant’s emissions*, Scientific Reports (2020) 10:11025, doi: doi.org/10.1038/s41598-020-68114-y;

45. Zeferino, J., Carvalho, M.R., Lopes, A.R., Jesus, R., Afonso, M.J., Freitas, L., Carvalho, J.M., Chaminé, H.I., 2021. *Assessment of future trends on groundwater quality in a nitrate vulnerable zone (Esposende-Vila do Conde sector, NW Portugal): towards a*

combined conceptual and mass transport modelling, Hydrogeology Journal, 29:2267-2283, doi: 10.1007/s10040-021-02368-2.

46. Zhou, H., Zhao, W.Z., 2021. *Evolution of soil-water states in the vadose zone of a desert soil after an extreme rainfall event and its impact on the ecosystem*, Hydrogeology Journal, 29:2127-2147, doi: 10.1007/s10040-021-02372-6;

47. * A.N.A.R. - Administrația Națională "Apele Române", Ministerul Mediului Apelor și Pădurilor, Administrația Bazinală de Apă Buzău – Ialomița, Institutul Național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor, 2016b.** *Planul de Management actualizat al Spațiului Hidrografic Buzău - Ialomița 2016 - 2021*, București;

48. * Comisia Europeană, 2020.** *Raport al Comisiei către Parlamentul European. Consiliu și Comitetul Economic și Social European, Starea naturii în Uniunea Europeană. Raport referitor la stadiul speciilor și al tipurilor de habitat protejate de Directiva privind păsările și Directiva privind habitatele și la tendințele observate în perioada 2013-2018*, Bruxelles;

49. * European Commission, 2006.** *Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive, Explanatory Notes Guidelines*, Bruxelles;

50. * European Commission, 2014.** *Technical Report on methodologies used for assessing groundwater dependent terrestrial ecosystems*, Technical Report no. 8, Water Framework Directive 2000/60/EC, Luxembourg, 14-55 pp., ISBN 978-92-79-39408-9, ISSN 1725-5570, doi: 10.2779/24937;

51. * 2007.** *Directiva 2007/60/CE a Parlamentului European și a Consiliului din 23 octombrie 2007 privind evaluarea și gestionarea riscului de inundații*, Parlamentul European și Consiliul Uniunii Europene, publicată în Jurnalul Oficial al Uniunii Europene L 288/27;

52. * 1996.** *Legea Apelor nr. 107 din 25 septembrie 1996*, Parlamentul României, publicată în Monitorul Oficial nr. 244 din 8 octombrie 1996, cu actualizările și completările ulterioare din 1997 – 2020;