

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE
VIDES ZINĀTNES NODAĻA

**BARONU HES ŪDENSKRĀTUVES IETEKME UZ GRUNTSŪDEŅU
KVALITĀTI**
BAKALaura DARBS

Autors: **Inga Retiķe**

Stud. apl. ir07026

Darba vadītāja: Aija Dēliņa, Dr. ģeol., doc.

RĪGA 2010

ANOTĀCIJA

Bakalaura darbā „Baronu HES ūdenskrātuves ietekme uz gruntsūdeņu kvalitāti” ir veikti gruntsūdens līmeņa izmaiņu mērījumi, *in situ* noteikti upes ūdens un gruntsūdens fizikāli ķīmiskie parametri, un veiktas ūdeņu ķīmisko parametru analīzes daudzūdens un mazūdens periodos, kvalitatīvi analizējot to izmaiņas un cēloņus. Darba mērķis ir noskaidrot ūdenskrātuves ietekmi uz gruntsūdeņu kvalitāti, kā arī raksturot upes un gruntsūdeņu parametru vērtību izmaiņas un to cēloņus.

Pētījuma rezultātā ir noskaidrots kā Baronu HES ūdenskrātuve ietekmē tuvu esošos gruntsūdeņus, kā arī noskaidroti faktori, kas nosaka upes ūdeņu un gruntsūdeņu fizikālo un ķīmisko parametru mainību.

Atslēgas vārdi: ūdenskrātuve, gruntsūdens, upes ūdens, kvalitāte, daudzūdens un mazūdens periods.

ABSTRACT

On behalf of Bachelor's Study „Baronu HPP reservoir's impact on groundwater quality” has been accomplished studies of Baronu HPP reservoirs influence on shallow groundwater quality, groundwater level measurements were made, *in situ* river water and groundwater physical and chemical parameters got determined and chemical parameter analysis was conducted during low water and high water periods, analysing their changes and reasons in great detail. The main objective of this work was to determine reservoir's impact on groundwater quality, also describe river water and groundwater parameters value changes and their reasons.

As a result was determine how Baronu HPP reservoir impact on the nearby lying shallow groundwater, and also determine factors who define river water and shallow lying groundwater physical and chemical parameters changes.

Key words: reservoir, shallow groundwater, river water, low water and high water periods.

SATURS

IEVADS	5
1. LITERATŪRAS APSKATS	7
1.1. Ūdeņu ķīmisko sastāvu ietekmējošie faktori	7
1.2. Hidroloģiskais režīms	8
1.3. Ūdeņu kvalitāti raksturojošās fizikālās un ķīmiskās īpašības.....	10
1.4. Dominējošie neorganiskie joni	11
1.5. Biogēnie elementi	12
1.6. Organiskās vielas	15
1.7. Gruntsūdeņu piesārņojums un dabiskās aizsardzības spējas	16
2. MATERIĀLI UN METODES.....	20
2.1. Pētījumu teritorijas raksturojums	20
2.2. Lauka darbi	22
2.3. Laboratorijas metodes.....	23
3. PĒTĪJUMA REZULTĀTI UN DISKUSIJA.....	27
3.1. Pētījuma rezultāti	27
3.2. Diskusija	34
SECINĀJUMI	38
PETEICĪBAS	39
LITERATŪRAS SARAKSTS	40
1. pielikums. Urbumu apraksts un gruntsūdens līmeņu mērījumi	43
2. pielikums. Ierīkoto urbumu attālums līdz upei un augstums no zemes virsmas līdz upes ūdens līmenim	45
3. pielikums. Laboratorijā un <i>in situ</i> noteikto parametru vērtības daudzūdens periodā (07.11.09.)	46
4. pielikums. Laboratorijā un <i>in situ</i> noteikto parametru vērtības mazūdens periodā (08.08.09.)	47

IEVADS

Pazemes ūdeņi ir tika neliela daļa no visiem pasaules ūdeņu resursiem, kas iesaistīti nepārtrauktā ūdens apmaiņā starp dažādām vidēm. Jo tuvāk ūdens vide atrodas Zemes virspusei, jo straujāka ir tās mijiedarbība ar citām vidēm.

Salīdzinot virszemes ūdeņus ar gruntsūdeņiem, gruntsūdeņu piesārņojums nereti tiek pamanīts novēloti, ir grūtāk paredzēt tā izplatīšanos, kā arī gruntsūdeņu pašattīrīšanās procesi ir krietni lēnāki nekā virszemes ūdeņiem. Gruntsūdeņu kvalitāti nosaka to dabiskā aizsargātība, kas galvenokārt atkarīga no ģeoloģiskajiem un gruntsūdeņu barošanās apstākļiem, kas hidrotehnisko būvju celtniecības un ekspluatācijas rezultātā var tikt izmainīti (Segliņš, 2008; Vides projekti, 2005).

Mākslīgo ūdenskrātuvju ietekme uz gruntsūdens kvalitāti ārvalstīs tiek pētīta (Grunberg et al., 2004), bet Latvijā šādu pētījumu pagaidām ir maz (Vides projekti, 2005). Galvenokārt tiek pētīta ūdenskrātuvju ietekme uz gruntsūdens līmeni un aplūkoti parametri, kas nosaka sekli iegulošo pazemes ūdeņu atbilstību dzeramā ūdens prasībām, jo Latvijā tie joprojām tiek izmantoti saimnieciskajām vajadzībām (Dēliņa, 2007).

Bakalaura darba pētījumā uzmanība tiek pievērsta ūdenskrātuvju ietekmei uz ūdens kvalitāti, pievēršot uzmanību kvalitatīvi raksturojošo parametru vērtību izmaiņām un analizējot to cēloņus.

Bakalaura darba mērķis ir noskaidrot ūdenskrātuves ietekmi uz gruntsūdeņu kvalitāti, kā arī raksturot upes un gruntsūdeņu parametru vērtību izmaiņas un to cēloņus.

Bakalaura darba uzdevumi ir:

- noskaidrot kā daudzūdens periodā mainās biogēno elementu, neorganisko jonu, elektrovadītspējas, temperatūras, pH un ŪSP vērtības;
- salīdzināt parametru vērtības ūdenskrātuvē un neietekmētajos upes ūdeņos;
- noskaidrot kā, mainoties gruntsūdens līmenim lejasbjefā un augšpus hidrotehniskās būves, mainās gruntsūdens mijiedarbības veids ar upes ūdeņiem;
- noskaidrot kā ūdenskrātuve ietekmē gruntsūdeņu un upes ūdeņu kvalitāti augšpus hidrotehniskās būves un lejasbjefā;
- noskaidrot kā mainās parametru vērtības gruntsūdens plūsmas virzienā;
- noskaidrot kā teritorijas ģeoloģiskie apstākļi veido gruntsūdeņu dabisko aizsargātības pakāpi un nosaka mijiedarbības ar ūdenskrātuvi apmērus.

Lai sasniegtu bakalaura darbā izvirzīto mērķi un izpildītu uzdevums, tika **veikti šādi darbi:**

- izvērtēta literatūra par upju ūdeņu un gruntsūdeņu ķīmisko sastāvu, to veidojošajiem dabiskajiem un antropogēnajiem faktoriem, gruntsūdeņu un upes ūdeņu mijiedarbību;
- ierīkoti un aprakstīti urbumi;
- atkārtoti veikti gruntsūdens līmeņa mērījumi, *in situ* noteikti strauji mainīgie fizikāli ķīmiskie parametri, ņemti gruntsūdens un upes ūdens paraugi laboratorijas analīžu veikšanai;
- veiktas ūdens paraugu analīzes laboratorijā izmantojot titrimetriskās un spektrofotometriskās analīzes metodes;
- apkopoti iegūtie rezultāti, pamatojoties uz tiem novērtēta ūdeņu kvalitāte un izdalīti to ietekmējošie faktori.

Bakalaura darbs sastāv no 42 lapaspusēm, trīs nodaļām, diskusijas, secinājumiem un 4 pielikumiem. Darbā ir ievietoti 8 attēli un 2 tabulas.

1. LITERATŪRAS APSKATS

1.1. Ūdeņu ķīmisko sastāvu ietekmējošie faktori

Upe ir dabiska ūdenstece ar izteiktu gultni, kurai pieplūst sava baseina nokrišņu un pazemes ūdeņi. Tā ir svarīga hidroloģiskā cikla sastāvdaļa, jo upe nogādā pazemes un virszemes noteces ūdeņus jūrā, okeānā vai kādā ūdenstilpē (Bamberg, 1993; Zīverts, 2004).

Gruntsūdeņi ir sekli ieguloši bezspiediena pazemes ūdeņi, kas uzkrājas virs pirmā mazcaurlaidīgu iežu slāņa un kurus no augšas norobežo gruntsūdens līmeņa virsma (Kļaviņš u.c., 1998; Zīverts, 2001).

Pētot gruntsūdeņu un upju ūdeņu fizikāli ķīmisko parametru un ķīmiskā sastāva izmaiņas, ir jāaplūko daudzu faktoru kopa, jo to sastāvu ietekmē visi procesi, kas norisinās to veidošanās laikā sākot ar atmosfēru, beidzot ar ģeoloģiskajiem apstākļiem, attiecīgi, liela nozīme ir laika periodam, kas pavadīts katrā no šiem posmiem.

Upes galvenie barošanās avoti ir virszemes, pazemes, tajā skaitā gruntsūdeņu, un atmosfēras nokrišņu ūdeņi. Gruntsūdeņu papildināšanās notiek visā horizonta izplatības teritorijā galvenokārt infiltrējoties iežos atmosfēras nokrišņiem un virszemes ūdeņiem. Nokrišņu ūdens daudzums, kas infiltrēsies ir atkarīgs no meteoroloģiskajiem apstākļiem, reljefa, apauguma un ģeoloģiskajiem apstākļiem (galvenokārt iežu porainības, plaisainības) (Kļaviņš u.c., 2004; Segliņš, 2008).

Atmosfēras nokrišņu ķīmiskais sastāvs ļoti būtiski ietekmē upju ūdeņu un sekli iegulošo gruntsūdeņu kvalitāti. Nokrišņu ūdens sastāvs ievērojami mainās atkarībā no reģiona fizioģeogrāfiskajiem, hidroloģiskajiem un ģeoķīmiskajiem apstākļiem, kā arī cilvēka piesārņojošās darbības intensitātes tajā. Nokrišņu ūdenim sasniedzot zemes virsmu, ūdenī ir paspējuši izšķīst dažādu vielu joni, kuru avoti ir atmosfērā gāzveidā esošās vielas, putekļi un aerosoli. Anjonu daudzuma attiecības nokrišņu ūdenī ievērojami atšķiras no šo pašu jonu attiecībām virszemes un pazemes ūdeņos un izkārtojas rindā $SO_4^{2-} > HCO_3^- > Cl^-$ (Kļaviņš u.c., 2004).

Augu valsts un augsne absorbē ievērojamu daļu infiltrācijas ūdeņu, kā arī daļa ūdens iztvaikošanas rezultātā nonāk atpakaļ atmosfērā, un tikai atlikušais ūdens, kas gravitācijas spēka ietekmē virzās uz leju, var veidot gruntsūdeņus. Atkarībā no iežu caurlaidības gruntsūdeņu papildināšanās ar infiltrācijas ūdeņiem var ilgt no dažām stundām līdz vairākiem gadiem (Segliņš, 2008). Gruntsūdens sastāvu būtiski ietekmē augsnes tips un sastāvs, caur ko sūcoties ūdens bagātinās ar anjoniem un katjoniem. Cilmiezis nosaka augsnes veidošanās gaitu un īpašības, kas ietekmē augsnē notiekošo ķīmisko, fizikālo un bioloģisko procesu

intensitāti. Latvijā dominējošās augsnes veidojušās uz glacigēniem jeb morēnas nogulumiem, kā sastāvā ir 10-20% kalcija un magnija karbonātu. Virszemes noteces rezultātā, galvenokārt daudzūdens periodos, no augsnes tiek izskaloti ķīmiskie elementi vai arī augsnes erozijas rezultātā upes ūdeņos nonāk augsnes daļiņas, kas saistījušas dažādus ķīmiskos elementus (Eglīte, 2007; Kārklīņš u.c., 2009; Kļaviņš u.c., 2004; Zīverts, 2001).

Ūdens ir labs šķīdinātājs, tādēļ gruntsūdeņu sastāva veidošanā liela nozīme ir iežiem, caur ko tas plūst (Zīverts, 2001). Upes ūdens sastāva veidošanās norisinās zemes garozas virsējos slāņos un ūdeņi relatīvi ātri nomainās tās gultnē, tādēļ mijiedarbības laiks ar to veidojošajiem iežiem ir niecīgs salīdzinājumā ar laiku, ko gruntsūdeņi pavada kontaktā ar gruntsūdens horizontu veidojošajiem iežiem. Tomēr arī upes ūdeņu sastāvs galvenokārt ir atkarīgs no ģeoloģiskās uzbūves īpatnībām, un ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņas labi var novērot upei šķērsojot zonas ar atšķirīgu ģeoloģisko uzbūvi (Kļaviņš u.c., 2004). Dominējošos komponentus ūdens sastāvā nosaka iežus veidojošo minerālu noturība pret dēdēšanu. Iežu un minerālu šķīšanu ietekmē ūdenī izšķīdušās gāzes, skābes un temperatūra (Edmunds et al., 2008). Apmaiņas reakciju laikā notiek jonu apmaiņa starp šķīdumā un cietā agregātstāvoklī esošiem joniem, un šādā rindā var izkārtot dažādu jonu spēju stāties apmaiņas reakcijās izspiežot citu jonu no cietās fāzes virsmas $H^+ > Fe^{3+} > Al^{3+} > Ba^{2+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+$. Reakcijas intensitāti galvenokārt ietekmē pH un citu jonu koncentrācijas ūdenī. Iežu daļiņu izmēram samazinoties palielinās to īpatnējā virsma, kas palielina apmaiņas reakciju intensitāti (Kļaviņš u.c., 2004; Manahan, 2005).

Bioloģiskajam faktoram ir liela nozīme upju ūdens un gruntsūdens sastāva veidošanā. Mikroorganismi sekmē iežu bioķīmisko dēdēšanu (mikroorganismu darbības rezultātā gruntsūdeņos nokļūst tādas gāzes kā CO_2 , CH_4 un H_2S), noārda, sintezē un transformē organiskās vielas. Tie piedalās sēra, slāpekļa un oglekļa savienojumu transformācijā un amonifikācijas, nitrifikācijas, oksidēšanās-reducēšanās procesos, kā arī ietekmē gāzu režīmu. Mikroorganismi ir noteicošie piesārņojošo un toksisko vielu degradācijas procesos. *Producenti* jeb dzīvo organismu grupa, kas producē organiskās vielas, tai skaitā augstākie ūdensaugi, veido organiskās vielas un tiem atmirstot izdalās sadalīšanās produkti un tiek patērēts skābeklis. Tie spēj saistīt lielu daudzumu ūdenī izšķīdušo vielu, īpaši biogēnos elementus un kalciju. *Konsumentu*, kuru sastāvā ietilpst baktērijas, zooplanktons, bentosa organismi un arī zivis, šīs organiskās vielas patērē, aktīvi akumulē biogēnos elementus un mikroelementus (Kārklīņš u.c., 2009; Kļaviņš u.c., 2004).

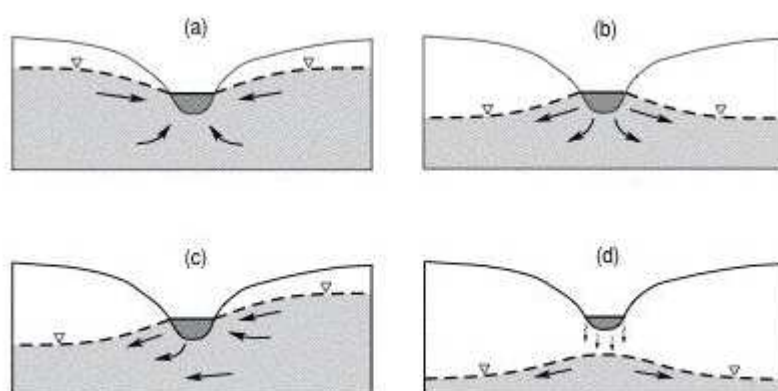
1.2. Hidroloģiskais režīms

Hidroloģiskais režīms atspoguļo ūdens objektu stāvokli raksturojošo lielumu mainību laikā un ir atkarīgs no teritorijas klimata sezonālajām izmaiņām. Izšķir vairākas hidroloģiskā režīma fāzes, kuru laikā mainās upju caurplūdums, straumes ātrums un upju ūdens un gruntsūdens līmeņi- pali (pavasara plūdi), plūdi (raksturīgi rudens periodam) un mazūdens periodi (ziema un vasara).

Upju ūdens līmeņa svārstības ir atkarīgas no sava baseina ūdeņu pieplūdes apjomu izmaiņām un gultnes hidrauliskajām pretestībām, kā arī no ūdens līmeņu svārstībām ūdenstilpēs, kurās upes ietek (Zīverts, 2004).

Gruntsūdens līmenis dabiskos apstākļos atkārtoti zemes reljefu un pārvietojas virzienā no reljefa augstākajiem punktiem, kur atrodas barošanās apgabals, uz reljefa zemākajiem punktiem un atslodzes apgabalu, kur drenējas hidrogrāfiskajā tīklā (Kļaviņš u.c., 2008; Todd et al., 2005).

Latvijai raksturīgs klimatiskais pazemes ūdeņu režīms, kas atspoguļo pazemes ūdens līmeņa svārstības laikā atkarībā no klimatiskajiem faktoriem. Gadījumos, kad pazemes ūdeņi ir cieši saistīti ar virszemes ūdeņiem, gruntsūdens līmenis ir tieši atkarīgs no virszemes ūdeņu līmeņu izmaiņām un to apzīmē ar terminu hidroloģiskais pazemes ūdeņu režīms (Zīverts, 2001).



1.1. att. Pazemes ūdeņu mijiedarbība ar ūdenstilpni (Kresic, 2008)

Var izšķirt trīs atšķirīgus upes plūsmas un gruntsūdeņu mijiedarbības veidus (1.1.att.). Gruntsūdens līmenim esot augstākam par upes ūdens līmeni, upe saņem ūdeni no gruntsūdens horizonta (a). Latvijas upēs šāda situācija bieži vērojama ziemas un vasaras mazūdens periodos. Pretēja situācija ir raksturīga rudens un pavasara daudzūdens periodiem, kurā ilgstošu nokrišņu rezultātā ceļas upes ūdens līmenis un gruntsūdens horizonts barojas ar upes ūdeņiem (b). Gadījumos, kad gruntsūdens līmenis ir daudz zemāks par upes ūdens līmeni un ir atdalīts no upes ar *aerācijas zonu*, virszemes ūdeņi gandrīz vertikālas infiltrācijas rezultātā pārtek uz gruntsūdens horizontu (c) (Todd et atl., 2005; Zīverts, 2004). Ar aerācijas zonu ir jāsaprot slānis, kas ietver gan iežus, gan augsni kā vidi, no zemes virsas līdz gruntsūdens līmenim, kas ir bagāts ar gaisu. Bieži tiek lietots apzīmējums *nepiesātinātā zona*, kas uzsver, ka šajā slānī visas poras nav aizpildītas ar ūdeni. Starptautiski tiek lietots arī termins *vadozā zona*, kuru no gruntsūdens horizonta nodala pēc hidrostatiskā spiediena izmaiņām (Kļaviņš u.c., 2008; Zīverts, 2001).

1.3. Ūdeņu kvalitāti raksturojošās fizikālās un ķīmiskās īpašības

Upes ūdens *temperatūra* gada laikā seko gaisa temperatūrai, bet mazajās upēs to spēcīgi var ietekmēt pieplūstošo pazemes ūdeņu temperatūra (Zīverts, 2004). Gruntsūdeņu temperatūra ir tuva teritorijas vidējai ilggadīgajai temperatūrai un ir pakļauta sezonālām svārstībām. Tā vidēji svārstās no 5 °C līdz 12 °C un ir atkarīga no vietējiem hidroloģiskajiem un klimatiskajiem apstākļiem (Segliņš, 2008; Zīverts, 2001).

Elektrovadītspēja (EVS) raksturo kopējo izšķīdušo vielu saturu ūdenī. Tā ir tieši atkarīga no ūdens mineralizācijas un tai pieaugot palielinās arī elektrovadītspēja (Dēliņa, 2007; Kokorīte, 2007). Jo īsāks filtrācijas laiks un lielāka iežu caurlaidība caur kuriem ūdens plūst, jo zemāka ir ūdeņu elektrovadītspēja (Levins u.c., 1998; Sainato et al., 2003). Latvijas kvartārsegas pazemes ūdeņu elektrovadītspēja svārstās robežās no 30 līdz 2000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, dominējošās vērtības ir no 200 līdz 600 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Dēliņa, 2007).

pH raksturo noteiktu ūdens vides skābumu vai bāziskumu. Ūdens ķīmiskā sastāva veidošanās laikā daudzu procesu intensitāte ir atkarīga no vides pH. Neitrālu vidi, kas raksturīga destilētam ūdenim raksturo vērtība 7. Vērtībām pazeminoties notiek vides paskābināšanās, bet vērtībām paaugstinoties virs 7, vide paliek bāziska (Zīverts, 2001). Latvijas upēs ūdeņu pH vērtības svārstās no 6,5 līdz 8,5. Pazeminātas pH vērtības raksturīgas teritorijās, kur upēs ieplūst purvu ūdeņi ar augstu organisko vielu koncentrāciju. Latvijas kvartārsegas pazemes ūdeņu pH vērtības mainās no 5,2 līdz 8,8 vienībām, dominējošās

vērtības ir no 6,8 līdz 7,6. Visu dabas ūdeņu pH būtiski ietekmē karbonātu šķīšana, kā rezultātā veidojas hidroģēnkarbonāti (Dēliņa, 2007; Kļaviņš et al., 2002).

Ar *kopējo cietību* saprot kalcija un magnija jonu daudzumu milimolos 1 litrā ūdens. Tā atspoguļo ne vien abu jonu daudzumu ūdenī, bet arī oglekļa dioksīda daudzumu gaisā. Pazemes ūdeņos, augsnē norisošo bioloģisko procesu rezultātā, oglekļa dioksīda koncentrācijas ir augstākas, tādēļ arī cietība salīdzinājumā ar virszemes ūdeņiem, pazemes ūdeņos ir lielāka. Latvijā virszemes un pazemes ūdeņu samērā lielo cietību nosaka tipiski ar kaļķi, ģipsi un dolomītu bagātās augsnes. Tāpat kā ūdens EVS un mineralizācija, arī cietība ir atkarīga no filtrācijas laika un iežu caurlaidības. Cietības strauja palielināšanās var liecināt par piesārņojumu. Nepiesārņotā ūdenī Ca/Mg attiecība ir 4:1 (Kļaviņš u.c., 2004; Levins u.c., 1998).

Ķīmiskais skābekļa patēriņš (KSP) ir skābekļa daudzums (mg/l), kas nepieciešams, lai oksidētu organiskās vielas vienā litrā ūdens (Mežaraups, 1995). KSP izmanto organisko vielu noteikšanai ūdeņos un tā vidējās vērtības virszemes ūdeņos ir 20 līdz 30 mg O₂/l (Kokorīte, 2007).

1.4. Dominējošie neorganiskie joni

Kalcija (Ca²⁺) un Magnija joni (Mg²⁺) Latvijas virszemes un pazemes ūdeņos ir vieni no dominējošajiem pateicoties plašajai magniju un kalciju saturošo iežu izplatībai (Kļaviņš et al., 2002). Ūdenī magnija joni nonāk karbonātu, sulfātu un silikātu dēdēšanas rezultātā. Kalcija joni ūdeņos nonāk sadēdot kalcija sulfātu saturošiem iežiem un karbonātiežu mijiedarbības rezultātā ar oglekļa dioksīdu un ūdeni. Latvijas ūdeņos ir augstas kalcija un magnija jonu koncentrācijas (Kļaviņš u.c., 2004), tādēļ bioloģiskajos procesos patērētie daudzumi ir maznozīmīgi, lai būtiski mainītos to koncentrācija ūdenī. Būtiski kalcija jonu koncentrācijas var samazināties gruntsūdeņu sajaukšanās gadījumā ar sāļajiem ūdeņiem, kas bagāti ar nātrija joniem, tādējādi kalcija joni aizvieto nātrija jonus un samazinās kalcija jonu koncentrācija (Guo et al., 2005). Inkongruentas magniju saturošu karbonātu šķīšanas rezultātā vecākos ūdeņos ir paaugstinātas abu jonu koncentrācijas (Edmunds et al., 2008; Kļaviņš u.c., 2004; Zīverts, 2001). Vidēji kalcija jonu koncentrācija upēs ir robežās no 7 līdz 110 mg/l, bet magnija jonu koncentrācija no 3 līdz 60 mg/l (Kokorīte, 2007). Sezonāli šo jonu koncentrācijas pieaug mazūdens periodos, bet samazinās palu un plūdu laikā, taču tās ir ļoti atkarīgas no reģiona hidroloģiskā režīma un ģeoloģiskajiem apstākļiem (Kļaviņš et al., 2002).

Hidroģēnkarbonātu jonu (HCO₃⁻) augstās koncentrācijas ūdeņos Latvijā nosaka teritorijas ģeoloģiskā uzbūve- karbonātiežu plašā izplatībai un aktīvā dēdēšana. Karbonātiežu

šķīšanas ātrums ir atkarīgs no oglekļa dioksīda daudzuma gaisā un ūdenī. Gruntsūdeņos oglekļa dioksīda daudzums ir vidēji 10 līdz 20 mg/l (galvenokārt mikroorganismu darbības rezultātā), virszemes ūdeņos 1-10 mg/l. Šķīšanas rezultātā radušies hidroģēnkarbonātu joni iekļaujas vispārējā karbonātu sistēmā un ietekmē ūdens pH (Kļaviņš u.c., 2004; Kokorīte, 2007). Nozīmīgs oglekļa dioksīda avots ir antropogēnais piesārņojums. Avotus var iedalīt tiešajos un netiešajos. Tiešie ir fosilā kurināmā izmeši atmosfērā. Netiešie ir notekūdeņu ievadīšana, nokrišņi ar pazeminātu vides pH, hidroloģiskā režīma un gruntsūdens līmeņa izmaiņas, kā arī lauksaimniecības ietekme uz gruntsūdeņos notiekošajiem procesiem, kas īpaši Latvijas apstākļos, kad nozīmīga ir upju barošanās ar gruntsūdeņiem, ietekmē hidroģēnkarbonātjonu koncentrācijas un ūdens vides pH (Kļaviņš et al., 2002).

Hlorīdjonu (Cl⁻) un Sulfātjonu (SO₄²⁻) koncentrāciju izmaiņas ir cieši saistītas, jo tiem ir vairāki radniecīgi avoti. Ūdenī joni nonāk virs jūrām veidojušos sāļu aerosolu transporta rezultātā, kas kopā ar atmosfēras vai cietajiem nokrišņiem nonāk ūdeņos. Paaugstinātas koncentrācijas vērojamas piejūras reģionos. Hlorīdjonu koncentrācijas vairāk atkarīgas no hloru saturošu minerālu šķīšanas un antropogēnā piesārņojuma (ceļu kaisīšana ar sāli, notekūdeņi, minerālmēslojums) (Kļaviņš et al., 2002; Kļaviņš u.c., 2004). Pazemes ūdeņos nozīmīgs hlorīdjonu un sulfātjonu avots var būt arī jūras ūdeņu ieplūde. Latvijas virszemes ūdeņos hlorīdjonu koncentrācijas ir no 3 mg/l līdz 80 mg/l. Maz mineralizētos pazemes ūdeņos hlorīdjonu koncentrācijas ir nelielas, turpretī augsti mineralizētos ūdeņos tās var pārsniegt vairākas desmitus g/l (Edmunds et al., 2008; Kļaviņš u.c., 2004; Zīverts, 2001).

Sulfātjoni virszemes ūdeņos nonāk sulfātu saturošu iežu dēdēšanas rezultāta un oksidējoties sulfīdiem un sērūdeņradim, nozīmīgs avots ir antropogēni emitēto sēra savienojumu nonākšana ūdeņos nokrišņu un virszemes noteces rezultātā. Sulfātjonu koncentrācija virszemes ūdeņos ir robežās no 5 līdz 300 mg/l, augstas koncentrācijas, īpaši pazemes ūdeņos, saistītas ar Latvijas pamatiežu sastāvā esošā ģipša dēdēšanas procesiem (Kļaviņš u.c., 2004; Kokorīte, 2007). Bieži sulfātjonu koncentrācija ūdenī ir mazāka par hlorīdjonu koncentrāciju, jo to ierobežo samērā mazšķīstošā CaSO₄ rašanās (Mežaraups, 1995).

1.5. Biogēnie elementi

Slāpekļa savienojumu daudzums nepiesārņotās teritorijās galvenokārt atkarīgs no nokrišņu daudzuma, augsnes īpašībām un vietas ģeoloģiskās uzbūves. Slāpekļa savienojumu dabiskie avoti virszemes ūdeņos ir atmosfēras slāpekļa fiksācija ūdens vidē, izkrišana no atmosfēras, izskalošana no augsnes, atbrīvošanās no ūdenstilpes sedimentiem un slāpekļa

pieplūde ar gruntsūdeņiem. Antropogēnie avoti ir notece no lauksaimniecības zemēm, difūzā notece no urbānām teritorijām un notekūdeņi (Kokorīte, 2007; Kresic, 2008). Latvijas teritorijā gan antropogēnie, gan dabiskie avoti ir vienlīdz nozīmīgi. Slāpekļa savienojumi ūdeņos var atrasties neorganisko jonu veidā (nitrījoni, nitrātjoni un amonija joni), kā arī organiskajos savienojumos un kā gāze N_2 . To atrašanās formas ir atkarīgas no ūdeņu pH, temperatūras, skābekļa daudzuma un mikroorganismu darbības ūdenī (Kļaviņš u.c., 2004; Lee et al., 2005).

Nitrījonu (NO_2^-) un Nitrātjonu (NO_3^-) koncentrācija nepiesārņotos ūdeņos ir ļoti zema un galvenokārt tie veidojas oksidējoties NH_4^+ vai reducējoties NO_3^- (Kļaviņš u.c., 2004). Nitrātjoni pazemes ūdeņos ir organiskas izcelsmes un gada laikā gruntsūdeņos tā koncentrācijas mainās ļoti plašās robežās (Zīverts, 2001).

Amonija joni (NH_4^+) ūdeņos nonāk sadaloties organiskajām slāpekli saturošajām vielām, liels daudzums šādu organisko vielu nonāk ūdenstilpēs cilvēku saimnieciskās darbības rezultātā. Amonija jonu koncentrācijas nosaka tas, ka ūdens vidē amonija joni sorbējas uz suspendētām daļiņām, purvos var būt saistīti fulvoskābju un humīnskābju sāļu veidā (Kļaviņš u.c., 2004). Latvijas virszemes ūdeņos amonjaks galvenokārt atrodas (NH_4^+) amonija jonu veidā (Kokorīte, 2007). Lai gan neorganiskie slāpekļa savienojumi ir bioloģiski pieejamāki, virszemes ūdeņos mēdz dominēt NH_4^+ joni, galvenokārt ja $pH < 7$.

Mikroorganismu darbība nosaka slāpekļa aprites cikla funkcionēšanu. Slāpekļa savienojumu formas var saistīties un pārvērsties viena otrā. Fotosintēzes rezultātā notiek slāpekļa saistīšana un veidojas slāpekļa organiskie savienojumi, kuriem sadaloties rodas amonija sāļi. Tālāk norisinās process, ko sauc par *nitrifikāciju*, kurā amonija sāļi pārvēršas par nitrītiem, bet nitrīti par nitrātiem (Kļaviņš u.c., 2004; Kresic, 2008).

Amonija joni ir katjoni, kas nozīmē, ka tie ir pozitīvi lādēti un var adsorbēties uz gruntsūdens horizontu veidojošajiem iežiem, ja to virsma ir negatīvi lādēta, piemēram, māliem. Pretējā gadījumā amonija joni ātri oksidējas par nitrījoniem skābekļa un *Nitrosomonas* baktēriju klātbūtnē. *Nitrobacter* veic nitrījonu oksidēšanu par nitrātjoniem. Nitrāti, tāpat kā nitrīti ir anjoni, kas nozīmē, negatīvi lādēti, tādēļ tie nespēj adsorbēties uz negatīvi lādētām virsmām (Kļaviņš u.c., 2004; Lee et al., 2005). Baktērijas, kas pārveido nitrījonus par nitrātjoniem spēj attīstīties daudz šaurākā temperatūru un vides pH intervālā nekā baktērijas, kas amonija jonus oksidē par nitrījoniem. Šī iemesla dēļ zemās temperatūras var notikt nitrījonu uzkrāšanās. Nitrifikācijas procesi notiek tikai skābekļa klātbūtnē jeb *aerobā* vidē un to kavē organisko vielu klātbūtnē (Kļaviņš u.c., 2004; Manahan, 2005).

Slāpekļa koncentrācijas gruntsūdeņos, galvenokārt īstermiņā, var samazināties mikroorganismiem uzņemot slāpekļa savienojumus. Šāda situācija ir samērā reta, jo parastos

apstākļos mikroorganismi nespēj saistīt tik lielus nitrātu daudzumus, lai to koncentrācija ūdenī būtiski samazinātos. Koncentrāciju samazināšanās iespējama mikroorganismu plašas savairošanās gadījumā, tomēr šādā situācijā ir iespējama arī samērā strauja mikroorganismu atmiršana, kas noved pie slāpekļa atbrīvošanas un nonākšanas gruntsūdeņos amonija jonu formā. Daudzi heterotrofie organismi uzņem nitrātus augšanas procesā, tomēr amonija jonu pieejamības gadījumā, tos uzņem vispirms (Jones et al., 2004; Kresic, 2008).

Augstākās slāpekļa koncentrācijas virszemes ūdeņos vērojamas pavasarī, daudzūdens periodā, kad biogēnie elementi tiek aktīvi izskaloti no augsnes ar sniega kušanas ūdeņiem. Slāpekļa savienojumi sniegā ir lielākās koncentrācijas, nekā lietus ūdeņos. Zemākās koncentrācijas ir vasarā, kad slāpekli aktīvi patērē bioloģiskajos procesos un virszemes notece ir maza. Vidējās amonija jonu, nitrītjonu un nitrātjonu koncentrācijas nepiesārņotos ūdeņos ir mazas un dažādos literatūras avotos stipri atšķiras. Vidējās amonija jonu un nitrītjonu koncentrācijas virszemes ūdeņos ir līdz 0,05 mg/l, bet nitrātjonu koncentrācijas nepārsniedz 0,1 mg/l (Kļaviņš et al., 2002; Kokorīte, 2007). Paaugstinātas nitrātjonu koncentrācijas liecina par ilgstošu, bet amonija jonu un nitrītjonu koncentrācijas par nesenu piesārņojumu (Mežaraups, 1995).

Fosfātjonu (PO_4^{3-}) galvenie dabiskie avoti ir iežu dēdēšanas un organisko vielu noārdīšanās procesi. Lieli fosfora daudzumi ūdeņos nonāk tieši antropogēnā piesārņojuma rezultātā. Fosfors ūdeņos sastopams:

- 1) ortofosfātjonu (PO_4^{3-}),
- 2) polifosfātu, lielmolekulāru organisko savienojumu, koloīdu veidā un savienojumos, kas sorbēti uz suspendētām daļiņām,
- 3) zemmolekulāros fosfora savienojumos (Kļaviņš et al., 2002; Kokorīte, 2007).

Fosfora aprites cikls ir saistīts ar dzelzs jonu un citu vielu oksidēšanās-reducēšanās procesiem, tā savienojumus var absorbēt māls un organiskās vielas. Fosfora savienojumi nonākot ūdenstilpju ūdeņos vēlāk lielā mērā akumulējas nogulumos, no kuriem tie var atbrīvoties mainoties vides apstākļiem. Šie savienojumi ir nozīmīgi ūdenstilpju eitrofikācijas procesos. Latvijā ar atmosfēras nokrišņiem gadā uz 1 ha tiek pievadīts 0,1 līdz 0,3 kg fosfora, kas nav galvenais avots, tomēr vērā ņemams (Kļaviņš u.c., 2004). Fosfātjoni dabas ūdeņos sastopami mazās koncentrācijās, kas parasti nepārsniedz 0,1 mg/l, pretējā gadījumā tas var liecināt par piesārņojumu (Zīverts, 2001). Fosfora koncentrācijas ir atkarīgas no upes caurplūduma pieauguma, bet sakarība nav tik cieša kā neorganiskajiem joniem, kas norāda, ka dabiskie avoti tomēr nav noteicošie (Kļaviņš et al., 2002). Paaugstinātas koncentrācijas vērojamas pavasarī, kad dominē virszemes notece, otrs maksimums vērojams vasaras otrajā pusē un rudenī, kad sadaloties atmirušajiem hidrobiontiem jeb ūdenī dzīvojošajiem

organismiem fosfātjoni nonāk atpakaļ ūdenī. Vismazākās koncentrācijas ir vasarā, kad tas tiek aktīvi patērēts bioloģiskajos procesos (Kokorīte, 2007; Richardson et al., 2009).

Dzelzs savienojumi ūdeņos var atrasties jonu formā (Fe^{2+} , Fe^{3+}), dzelzs hidroksīdu, oksihidroksīdu veidā, kas var veidot ūdenī suspendētas daļiņas, var būt sorbēti uz cietu daļiņu virsmas, koloīdu daļiņu veidā, kā arī humīnskābju un fulvoskābju sāļu veidā. Dzelzs savienojumu daudzums upes ūdeņos ir atkarīgs no upes baseina ģeoloģiskās un ģeokīmiskās uzbūves un ir cieši saistīts ar organisko vielu saturu ūdeņos. Dzelzs savienojumu atrašanās forma ūdeņos ir atkarīga no oksidēšanās-reducēšanās procesiem un skābekļa klātbūtnes (Eglīte, 2007; Kļaviņš u.c., 2004). Pazemes ūdeņi, kas ietverti smilšakmeņos saturēs daudz vairāk dzelzs savienojumu nekā karbonātisko nogulumu horizontos esošie ūdeņi (Levins u.c., 1998). Aerobos apstākļos dzelzs jonu oksidēšanās norisinās dzelzs baktēriju klātbūtnē. Gruntsūdeņos ir daudz neorganiskā dzelzs savienojumu (Bamberg, 1993). Dzelzs mazā koncentrācija ūdeņos ir atkarīga arī no vājās elementa migrācijas spējas (Mežaraups, 1995).

1.6. Organiskās vielas

Organiskās vielas ūdeņos rodas kā dzīvo organismu darbības produkti vai to sadalīšanās rezultātā (Zīverts, 2001). *Humusvielas* (HV) pēc masas ieņem lielāko daļu no dabiskas izcelsmes organiskajām vielām un ir uzskatāmas par izplatītāko organisko vielu grupu uz Zemes. Humusvielas veidojas sadaloties dzīvajiem organismiem un biosintēzes rezultātā no zemmmolekulārajiem savienojumiem. Atkarībā no to šķīdības humusvielas iedala (Eglīte, 2007):

- humīnskābēs (HS)- humusvielu daļa, kas šķīst ūdenī, ja vides $pH > 2$,
- fulvoskābēs (FS)- humusvielu daļa, kas šķīst ūdenī neatkarīgi no vides pH ,
- humīns- ūdenī nešķīstošā humusvielu daļa.

Ūdenī izšķīdušās organiskās vielas var būt (Kļaviņš u.c., 2004):

- alohtonas (humusvielas, kas ieskalotas no saistītām vidēm),
- autohtonas (organiskās vielas, ka veidojušās ūdeņos *in situ* ķīmiskās reakcijās)
- antropogēnas izcelsmes (organiskās vielas, kas nonākušas vidē lauksaimniecības, sadzīves un rūpnieciskās darbības rezultātā)

Pateicoties humusvielu uzbūvei tās spēj mijiedarboties ar dažādām vidē esošām vielām un būtiski ietekmēt vides īpašības. Humusvielas spēj veidot stabilus savienojumus ar augsnes un ūdens neorganiskajiem un organiskajiem komponentiem, attiecīgi, biogēnie elementi, gandrīz visi mikroelementi, kā arī K, Ca, Mn, Fe vidē var būt saistīti ar humusvielām. Humusvielām bagātos ūdeņos metāli galvenokārt nav sastopami brīvo jonu veidā.

Humifikācijas process kopumā ir atkarīgs no daudziem dažādiem faktoriem, tādiem kā vides pH, skābekļa klātbūtne, temperatūra u.c. (Eglīte, 2007).

Organisko vielu daudzums ūdeņos variē sezonāli atkarībā no temperatūras izmaiņām un dažādu dzīvo organismu sadalīšanās intensitātes, un to koncentrāciju upēs ietekmē zemes lietošanas veids, augsnes sastāvs, cilvēku saimnieciskā darbība, kā arī mitrzemju un purvu izplatība upes baseinā. To koncentrācija pieaug palielinoties notecei, bet samazinās mazūdens periodos, kad dominē barošānās ar gruntsūdeņiem (Kļaviņš et al., 2002; Kļaviņš u.c., 2004).

1.7. Gruntsūdeņu piesārņojums un dabiskās aizsardzības spējas

Gruntsūdeņi pateicoties tam, ka atrodas tuvu zemes virskārtai ir maz aizsargāti pret cilvēku saimnieciskās darbības radīto piesārņojumu, kā rezultātā dažādas piesārņojošās vielas nonāk atmosfērā, zemes virsējos slāņos un virszemes ūdeņos un vēlāk nonāk gruntsūdeņos. Gruntsūdeņu pašattīrīšanās spējas ir krietni zemākas nekā virszemes ūdeņiem, tādēļ palielinās ne vien piesārņojošo vielu uzturēšanās ilgums vidē, bet arī piesārņojuma izplatīšanās attālums. Kvartāra pazemes ūdeņi joprojām tiek izmantoti dzeramā ūdens apgādē Latvijas lauku teritorijās, tāpēc ir būtiski apzināt iespējamus riskus, kas var negatīvi ietekmēt pazemes ūdeņu kvalitāti (Kļaviņš u.c., 2004; Segliņš, 2008).

Par *piesārņojumu* uzskata ūdens sastāva būtiskas izmaiņas kādas iedarbības rezultātā, kas ietekmē ūdens ekosistēmas funkcionēšanu vai padara neiespējamu ūdens izmantošanu saskaņā ar tam paredzēto mērķi (Kļaviņš u.c., 2004).

Atkarībā no piesārņojuma veida izšķir (Kļaviņš u.c., 2004):

- *ķīmisko piesārņojumu*, ko rada ķīmisko vielu nokļūšana vai atrašanās ūdeņos;
- *fizikālo piesārņojumu*, ko rada fizikālo faktoru iedarbība uz ūdeņiem;
- *bioloģisko piesārņojumu*, ko rada attiecīgajam ūdeņu veidam netipisku organismu nokļūšana tajā.

Ir divu tipu piesārņojuma avoti- *punktveida* vai *difūzi* jeb izkliedēti. Punktveida avoti galvenokārt ir cauruļvadi, pa kuriem ūdenstilpēs, ūdenstecēs vai jūrās tiek ievadīti dažādi notekūdeņi, un eļļas vai naftas produktu izplūde no tiem. Difūzais piesārņojums ir daudz bīstamāks par punktveida piesārņojumu, jo tā avoti ir izkliedēti un daudz grūtāk konstatējami, kā arī piesārņojums izplatās plašā teritorijā un nereti ir grūti paredzēt tā turpmāko izplatīšanos. Difūzā piesārņojuma avoti galvenokārt ir virszemes notece no lauksaimniecības, rūpniecības, celtniecības un urbanizētām teritorijām, kā arī noplūdes no pazemes un virszemes atkritumu izgāztuvēm, karjeriem un raktuvēm (Kļaviņš u.c., 2004).

Pazemes ūdeņu piesārņošanas avotus var iedalīt trīs grupās (Zīverts, 2001):

1. piesārņojums ar lauksaimniecības blakusproduktiem,
2. piesārņojums ar rūpniecības atkritumiem,
3. piesārņojums ar sadzīves atkritumiem.

Organiskais piesārņojums, īpaši komunālo notekūdeņu ievadīšanas gadījumā, sastāv no viegli degradējamām organiskajām vielām un ievērojami paaugstina BSP (*bioloģiskais skābekļa patēriņš*) apzīmē skābekļa daudzumu, kas nepieciešams mikroorganismiem ūdenī esošo vielu oksidēšanai) un ŪSP vērtības, bet samazina skābekļa daudzumu ūdenī (Kļaviņš u.c., 2004; Mežaraups, 1995).

Pazemes ūdeņus biežāk piesārņojošās organiskās vielas ir naftas produkti un fenoli. Naftas produkti ūdens vidē uz virsmas veido plēvi, kas pārtrauc gaisa apmaiņu ar ūdeni, kā arī uz plēves var koncentrēties dažādas piesārņojošās vielas, kā, piemēram, smagie metāli un hlororganiskie savienojumi. Naftas produktiem nokļūstot vidē vispirms iztvaiko vieglāk gaistošās naftas frakcijas, pēc tam mikroorganismu darbības un viļņu mehāniskās iedarbības rezultātā notiek plēves sagraušana līdz naftas pilieniem. Naftas produktu oksidēšanās procesa ātrums ir atkarīgs no vides temperatūras un skābekļa satura ūdenī, kas oksidēšanas procesā tiek patērēts lielos daudzumos. Gruntsūdeņos naftas produkti nonāk dažādos veidos, galvenokārt infiltrējoties virszemes noteces ūdeņiem no urbanizētām vai rūpnīcu teritorijām un avāriju rezultātā (Segliņš, 2008; Zīverts, 2001).

Fenoli pazemes ūdeņos dabiskā ceļā nonāk kā baktēriju darbības blakusprodukts, taču lielas to koncentrācijas saistītas ar ķīmiskās, gāzes, pārtikas un mežrūpniecības atkritumiem. Pazemes ūdeņos bieži sastopams ir piesārņojums ar sintētiskajām virsmas aktīvajām vielām (SVAV), kas galvenokārt saistīts ar mazgāšanas līdzekļu izmantošanu (Zīverts, 2001).

Minerālmēslojums galvenokārt satur tādus ķīmiskos elementus kā slāpekli, fosforu un kāliju. Fosfora un kālija joni viegli adsorbējas uz iežu daļiņām, tādēļ slāpekļa savienojumi, kas tiek tikai daļēji uzņemti ar augiem un adsorbēti uz iežu daļiņām, ievērojami lielākā koncentrācijā nonāk gruntsūdeņos (Todd et al., 2005).

Uzlabojot augsnes ķīmiskās un fizikālās īpašības tiek izmantoti ģipsis, kaļķis un sērs, kas var nonākt gruntsūdeņos paaugstinot EVS un mineralizāciju. Izmantojot ūdeņus irigācijā ūdens mineralizācija var pieaugt līdz desmit reizēm, tie bagātinās ar kalcija, magnija, nātrija, hidroģēnkarbonātu joniem, sulfātjoniem, hlorīdjoniem un nitrātjoniem un visbeidzot izmantotie ūdeņi atgriežas virszemes ūdeņos vai nonāk gruntsūdeņos. Virszemes noteces rezultātā no lopkopības teritorijām gruntsūdeņos var nonāk lieli daudzumi nitrātjonu, baktēriju un organisko vielu. Mājsaimniecības notekūdeņos esošās baktērijas un vīrusi parasti tiek neitralizēti augsnē, arī fosfora savienojumu migrācija galvenokārt tiek apturēta augsnē,

bet nozīmīgi slāpekļa savienojumu, hlorīdjonu un sulfātjonu daudzumi nonāk gruntsūdeņos. Lieli nātrija, kalcija un hlora savienojumu daudzumi nonāk augsnē un ūdeņos, ceļu kaisīšanas rezultātā (Todd et al., 2005).

Gruntsūdeņu kvalitāti ievērojami pasliktina sajaukšanās ar sāļajiem jūras vai pazemes ūdeņiem, kā arī ar zemas kvalitātes virszemes ūdeņiem (Kārklīšs u.c., 2009; Kļaviņš u.c., 2004).

1.1.tabula

Kvartārsegas ūdeņu aizsargātības kritēriji (Segliņš, 2008).

Aizsargātības pakāpe	Kvartāra nogulumu	Nogulumu filtrācijas koeficients, m/dnn	gruntsūdens ieguluma dziļums, m	Infiltratīvā barošanās, mm/gadā	Drenāžas apstākļi
oti augsta	Glaciolimniskie mli	$< n \times 10^{-6}$	1-2	24-34	Slikti
Augsta	Mor nas smilšm ls un m ls milts	$n \times 10^{-2} - n \times 10^{-5}$	1-5	24-85	Vid ji
Vid ja	K dra	$n \times 10^{-1} - n \times 10^{-3}$	< 1	no 45 l dz 30	oti slikti
V ja	Smilts	$10 - n \times 10^{-2}$	2-5	38-200	Slikti - vid ji
oti v ja	Smilts, grants, oi	> 10	> 5	180-340	Vid ji - labi

Gruntsūdeņu aizsargātības pakāpe dažādās Latvijas daļās ir būtiski atšķirīga, ko nosaka un ietekmē gan dabiskie, gan antropogēnie faktori. Kvartāra pazemes ūdeņu, tai skaitā gruntsūdeņu, dabisko aizsargātību nosaka faktori, kas cieši saistīti ar kvartārsegas uzbūvi un pazemes ūdeņu barošanās apstākļiem. Aerācijas zonas un gruntsūdeņu horizontu veidojošo nogulumu sastāvs un filtrācijas īpašības, kā arī gruntsūdeņu ieguluma dziļums nosaka piesārņojošo vielu aizturēšanas spēju un migrācijas ātrumu. To ietekmē arī nokrišņu, iztvaikošanas un noteces daudzumi. 1.1 tabulā izdalītas piecas kvartārsegas ūdeņu aizsargātības pakāpes ar tām raksturīgākajiem parametriem (Kārklīšs u.c., 2009; Segliņš, 2008).

Piesārņojuma koncentrācija gruntsūdeņos mazinās pieaugot attālumam no piesārņojuma avota un laikam, kāds pavadīts gruntsūdens horizontā, tomēr palielinās piesārņojuma

izplatības apmēri. Piesārņojuma samazināšanos nosaka tādi procesi kā filtrācija, sorbcija, dažādi ķīmiskie un bioloģiskie procesi, kā arī ūdeņu atšķaidīšanās plūsmas gaitā (galvenokārt infiltrējoties nokrišņu ūdenim), un piesārņojuma mazināšanās ir tieši atkarīga no piesārņojošo vielu īpašībām un vietējiem hidroģeoloģiskajiem apstākļiem. Filtrācijas rezultātā sākumā tiek aizturēts suspendētais materiāls, tālāk ūdeņiem plūstot caur gruntsūdens horizontu tiek aizturētas dzelzi un mangānu saturošas daļiņas, un ķīmiskajos procesos radušās nogulsnes. Sorbcijas procesā kā sorbents var kalpot māli, metāla oksīdi un hidroksīdi, kā arī organiskās vielas. Sorbcijas intensitāte ir atkarīga no piesārņojuma tipa un fizikālajām un ķīmiskajām ūdens un pazemes ūdens horizontu veidojošo nogulumu īpašībām. Labvēlīgos apstākļos piesārņojošās vielas var tikt aktīvi sorbētas, izņēmums ir hlorīdjoni, nitrātojoni un sulfātojoni. Nogulumu veidojošo materiālu sorbcijas spēja ir ierobežota attiecībā pret neorganiskajiem elementiem, bet bioloģiski degradējamās vielas, kā, piemēram, baktērijas un amonijs var tikt sorbētas ievērojami lielos daudzumos. Patogēnie organismi ūdenī pārvietojas ievērojami ātrāk nekā iežu porās vai plaisās, tādēļ gadījumos, kad dominē tādi materiāli kā māls, patogēnie organismi tiek aizturēti viena metra robežās no zemes virsas (Todd et al., 2005).

2. MATERIĀLS UN METODES

2.1. Pētījuma teritorijas raksturojums

Pētījumiem izvēlēta teritorija atrodas Latvijas rietumu daļā, Liepājas rajona, Aizputes novadā. Tā atrodas Rietumkursas augstienes Apriķu līdzenumā, Bandavas paugurainē, kur 25-40 m augstas paugurgrēdas mijas ar viļņotiem un lēzeni līdzenumiem (Alokste, 1994; Lažas pagasts, 2002).



2.1.att. Pētījuma teritorijas novietojums (ORTOFOTO 3)

Baronu HES ūdenskrātuve atrodas uz Alokstes upes, 1,8 km no ietekas Tebrā. Ģeogrāfiskās koordinātes ir $21^{\circ}51'20$ Ag un $56^{\circ}48'35$ Zp. Alokstes upe ir Tebras labā pieteka ar garumu 44 km un baseina platību 275 km^2 . Upes kritums ir 73 metri jeb $1,7 \text{ m/km}$. Upe iztek no Tīdu ezera Bandavas paugurainē, pie Apriķiem ietek Tebrā. Upe ir strauja un

līkumaina, tek pa samērā izteiktiem, stāviem krastiem. Baseins ir bagāts ar zivju dīķiem un upes ielejā notiek aktīva lauksaimnieciskā darbība (Alokste, 1994; Elperis, 2000).

Ūdenskrātuves sateces baseina relatīvā mežainība ir 15%, bet sateces baseina relatīvā purvainība ir 2%. Pavasara plūdu maksimālais caurplūdums Q ir $64,7 \text{ m}^3/\text{s}$, bet minimālais caurplūdums $0,16 \text{ m}^3/\text{s}$. Ūdenstilpes normālais uzstādījuma līmenis ir 25,8 m. Augstākais uzstādījuma līmenis pavasara plūdus ir 26,3 metri, bet zemākais uzstādījuma līmenis ir 25,3 m. Ūdenstilpes vidējais dziļums ir 1,4 m, maksimālais, 4,2 m. Seklūdens zonas platība ir 11,2 ha (11%) (Elperis, 2000).

Ūdenskrātuve atbilst eitrofo ezeru klasifikācijas tipam. Alokstes upe klasificēta kā piederīga lašveidīgo zivju ūdeņiem, upē galvenokārt sastopamas tādas zivis kā līdakas, sapali, zandarti, asari, brekši u.c. (Elperis, 2000).

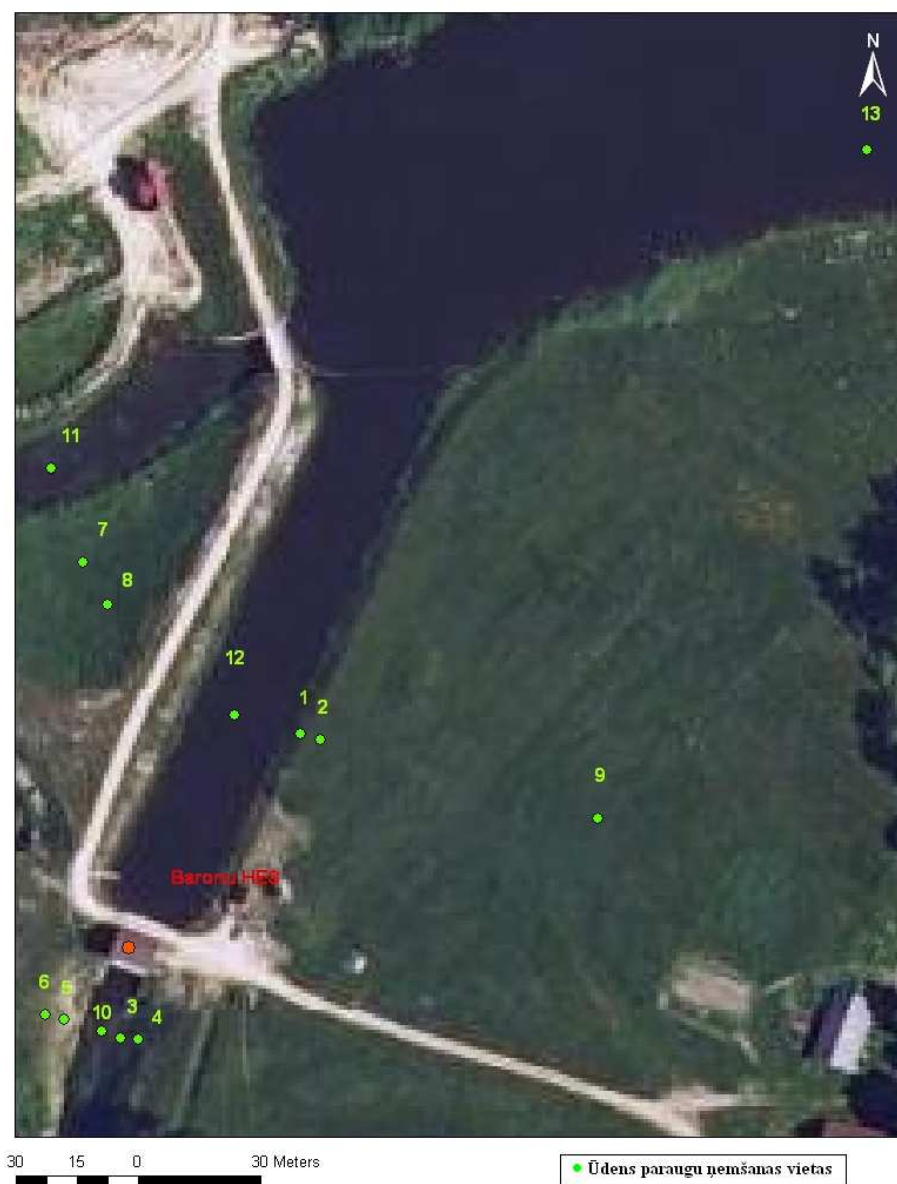
Skābekļa daudzums Alokstes upē pie Apriķiem 1998. gada 15. septembrī bija 99%. Maksimālās koncentrācijas nepārsniedz BSP_5 , nitrātjonu, nitrītjonu daudzumu, bet amonija jonu koncentrācijas pārsniegums atsevišķos periodos sasniedz pat 1,3 reizes. Ūdens ir dzidrs, dzeltenā krāsā. Ūdenskrātuves krastos nav nevienas aizsargājamas sugas, kā arī ūdenskrātuve un tai piederošās platības neietilpst nevienā aizsargājamā teritorijā (Elperis, 2000).

HES uzstādītais caurplūdums ir $9,10 \text{ m}^3/\text{s}$. Uzstādītā jauda 410kW. Darbojas trīs vertikālas propellerturbīnas (Kaplāna) un viena mikroturbīna. Derivācija kanāls ir aptuveni 400m garš un 20 m plats. Caur turbīnām izplūdušais ūdens tiek novadīts atpakaļ upē. Pret zivju iekļūšanu turbīnās nodrošina aizsargrestes (Elperis, 2000).

Baronu HES ģeoloģiskā uzbūve ir maz pētīta, 1946. gadā veiktajos nedaudzajos urbumos tuvākajā teritorijā atsedzas māli, smilšmāli, mālsmilts un morēna. Aptuveni divu metru dziļumā lejasbjefā 20cm biezumā atrodas dolomītu slānis, gruntsūdens līmenis svārstās no 1,5-2,5 metriem, zemāks tas ir Alokstes upes kreisajā krastā (Физик, 1946).

2.2. Lauka darbi

Pētījumi tika veikti atkārtoti, 1. reize 08.08.2009. mazūdens periodā, bet 2. reize 07.11.2009. daudzūdens periodā. Pirmajā novērojumu reizē tika ievākti divpadsmit ūdens paraugi, no kuriem četri tika ņemti upē, bet astoņi gruntsūdens paraugi tika ņemti no ierīkotajiem urbumiem. Otrajā novērojumu reizē paraugi tika ņemti atkārtoti tajās pašās vietās, papildus ierīkojot vēl vienu papildus urbumu (2.2.att.). 13. paraugs pētījuma laikā tiek pieņemts par nosacīti neietekmētu upes ūdeni. Kopumā divās pētījumu reizēs tika ievākti divdesmit pieci paraugi.



2.2.att. Ūdens paraugu ņemšanas vietas (ORTOFOTO 3)

Pēc ātri mainīgo parametru- temperatūra, elektrovadītspēja un pH, stabilizācijas, visiem paraugiem tika veikti mērījumi izmantojot firmas HANNA instrumentu Combo

pH/EC/TDS/Temperature HI 98129, tādējādi iegūstot ticamākos rezultātus. pH noteikšanas diapazons ir no pH 0,00 līdz 14,00 ar precizitāti $\pm 0,05$ pH. Elektrovadītspējas noteikšanas diapazons ir no 0 līdz 3999 $\mu\text{S}/\text{cm}$, precizitāte ir $\pm 2\%$. Temperatūras noteikšanas diapazons ir no 0,0 līdz 60,0°C ar precizitāti $\pm 0,5^\circ\text{C}$

Gruntsūdens līmenis tika mērīts ar gruntsūdens līmeņa mērītāju. Ievietojot atsvaru urbumā, pēc dzirdes tika noteikts atsvara un ūdens virsmas saskāršanās mirklis, kurā tika nofiksēts mērlentes garums (ar precizitāti $\pm 0,1\text{cm}$), kas atspoguļo gruntsūdens līmeņa absolūto augstumu.

Ūdeņu paraugi tik ņemti 1,5l tīrās plastmasas pudelēs, kurām tika pievienota etiķete ar parauga numuru un datumu. Otrā dienā paraugi tika nogādāti laboratorijā analīžu veikšanai, līdz tam tos uzglabājot 4°C temperatūrā.

2.3. Laboratorijas metodes

Ūdens paraugu ķīmiskās un optiskās analīzes metodes tika veiktas Latvijas Universitātes Vides kvalitātes monitoringa laboratorijā. Gan pirmās, gan otrās novērojumu reizes paraugos tika noteikti tādi parametri kā amonija joni, nitrījoni, nitrātjoni, sulfātjoni, fosfātjoni, KSP un kopējais dzelzs daudzums. Otrajā reizē tika nolemts vēl papildus noteikt hlorīdjonus, kalcija jonus, kopējo cietību un hidrogēnkarbonātjonus. Kopumā tika pielietotas vienpadsmit analīzes metodes, četri parametri tika noteikti ar titrimetrisko, bet septiņi parametri ar spektrofotometrisko analīzes metodi. Lai atbrīvotos no suspendētajām daļiņām, pirms analīžu veikšanas paraugi tika filtrēti caur vidējas porainības filtrpapīru (Hach, 1992).

Spektrofotometriskās analīzes pamatā ir likums, kas nosaka, ka noteikta viļņa garuma starojumam ejot caur vielas slāni, starojuma intensitāte samazinās proporcionāli vielas koncentrācijai šķīdumā. Galvenie spektrofotometra elementi ir starojuma avoti, starojuma monohromators, detekcijas bloks un kivete. Ņemot vērā, ka tikai nedaudzu vielu gaismas absorbcijas intensitāte ir pietiekoši augsta, lai tieši varētu izmantot spektrofotometrisko analīzes metodi, izmanto nosakāmās vielas reakciju ar citiem ķīmiskajiem savienojumiem, kā rezultāta veidojas krāsains savienojums ar izteiktu gaismas absorbcijas maksimumu noteiktā spektra daļā (Kļaviņš u.c., 2004).

Spektrofotometriskās analīzes tika veiktas ar firmas Hach modeļa 45250 DR/2000 spektrofotometru (Hach, 1992).

Amonija jonu (NH_4^+) daudzumu ūdens paraugā nosaka spektrofotometriski, izmantojot *Nesslera metodi*, metodes noteikšanas robežas ir no 0,02 līdz 2,5mg/l. Nesslera reaģents (K_2HgI_4), kurš izšķīdināts sārmā, ar nelieliem amonija jonu daudzumiem veido dzeltenas vai brūnganas nokrāsas savienojumus (HgONH_2). Krāsa atkarīga no amonija jonu daudzuma

paraugā, liela amonija jonu koncentrācija veido brūngani sarkanas nogulsnes. Tīrā kolbā ūdens paraugam (25ml) pievieno 0,5 ml Segneta sāli un 1 ml Nesslerera reaģenta. Paraugs tiek rūpīgi samaisīts un pēc desmit minūtēm kolorimetrēts pret destilētu ūdeni pie viļņa garuma 420nm. Iegūtais rezultāts tiek reizināts ar standartšķīduma koeficientu 1,37 (aprēķināts laboratorijā) (Hach,1992; Kļaviņš u.c., 2004; Kokorīte, 2007).

Nitrātjonu (NO_3^-) daudzumu ūdenī nosaka spektrofotometriski, izmantojot *kadmija redukcijas metodi*. Metodes noteikšanas robežas ir no 0 līdz 35mg/l. Ūdens paraugam (25ml) pievieno NitraVer 5 reaģentu (ASV) un pēc piecām minūtēm kolorimetrē pret destilētu ūdeni pie viļņa garuma 500 nm. Izmanto 355. metodi, kas iestādīta spektrofotometrā (Hach,1992).

Nitrītionu (NO_2^-) daudzumu ūdenī nosaka spektrofotometriski, izmantojot 371. metodi, kas iestādīta spektrofotometrā. Metodes noteikšanas robežas ir no 0 līdz 0,4 mg/l. Ūdens paraugam (25ml) pievieno NitraVer 3 reaģentu (ASV) un pēc 15 minūtēm kolorimetrē pret destilētu ūdeni pie viļņa garuma 507nm (Hach,1992).

Ķīmiskā skābekļa patēriņa (ĶSP/COD) nosaka spektrofotometriski. Metodes noteikšanas robežas ir no 0 līdz 150 ml/l. Uzkaršē mēģenes saturu (COD reaģents, ASV) līdz 150°C (tika izmantota Hach firmas COD plītiņa), tad pielej 2ml ūdens parauga (lej 45° leņķī, lai slāņi nesajauktos). Paralēli tiek gatavots viens paraugs ar destilētu ūdeni. Mēģenes karsē divas stundas 150°C, pēc tam izslēdz plītiņu un ļauj divdesmit minūtes mēģenēm atdzist. Vēlāk mēģenes saturu saskalina un ļauj tām atdzist līdz istabas temperatūrai. Visbeidzot mēra spektrofotometriski ar 430. metodi, kas uzstādīta spektrofotometrā, pret paraugu, kas gatavots ar destilētu ūdeni (Hach,1992).

Sulfātjonu (SO_4^{2-}) daudzuma *turbidimetriskā noteikšanas metode* ūdenī balstās uz BaSO_4 veidošanos, kur sulfātjoni un bārija joni veido duļķainu šķīdumu. Metodes noteikšanas robežas ir no 0 līdz 75mg/l. Ūdens paraugam (25ml) pielej 2,5 ml kondicionēto reaģentu, kas tiek lietots, lai stabilizētu ūdens paraugu, kamēr nosaka parauga duļķainību, un pieber skalpeļa galu bārija hlorīdu (BaCl_2). Pēc piecām minūtēm kolorimetrē pret destilētu ūdeni ar 680. metodi pie 450nm viļņa garuma, kas uzstādīta spektrofotometrā (Hach,1992; Kokorīte, 2007).

Kopējā dzelzs (Fe^{2+} , Fe^{3+}) daudzums tiek noteikts spektrofotometriski ar *rodanīda metodi*, metodes noteikšanas robežas ir no 0 līdz 3mg/l. Metode balstās uz trīsvērtīgas dzelzs īpašību ar rodanīdjoniem skābā vidē veidot sarkanas krāsas dzelzs rodanīdu. Krāsas intensitāte ir atkarīga no dzelzs koncentrācijas paraugā. Ūdens paraugam (25ml) pievieno 1ml koncentrētu sālsskābi ($_{\text{conc}}\text{HCl}$) un pievieno 0,5 g amonija persulfāta, kas nooksidē divvērtīgo dzelzi trīsvērtīgajā. Pēc tam pievieno 1,5 ml amonija rodanīda. Paraugu samaisa un pēc piecpadsmit minūtēm kolorimetrē pret destilētu ūdeni pie viļņa garuma 530 nm. Rezultātu

sareizina ar standartšķīduma koeficientu 3,35 (aprēķināts laboratorijā) (Eaten et.al.,2005; Hach,1992).

Fosfātjonu (PO_4^{3-}) daudzuma ūdenī nosaka ar *askorbīnskābes metodi*. Metodes noteikšanas robežas ir no 0 līdz 50mg/l. Ūdenī noteikšanas metode balstās uz kompleksas poliheterofosformolibdēnskābes veidošanos, kur īpaši skābā vidē, kālija- antimona tatrāta klātbūtnē, tiek reducēta ar askorbīnskābi līdz fosfora- molibdēna kompleksam zilā krāsā. Krāsas intensitāte atkarīga no fosfātjonu daudzuma paraugā. Ūdens paraugam (25ml) pievieno 2 ml jaukto reaģentu un 0,5 ml askorbīnskābes šķīdumu. Pēc piecpadsmi minūtēm kolorimetrē pret destilētu ūdeni pie viļņu garuma 665nm. Iegūto rezultātu reizina ar standartšķīduma koeficientu 0,663 (aprēķināts laboratorijā) (Hach,1992; COBET., 1974).

Titrimetrija ir analīze, kura pamatojas uz nosakāmās vielas mijiedarbību ar reaģentu un reakcijā patērētā reaģenta daudzuma noteikšanu. Noteiktam parauga tilpumam pa pilienam no biretes pievieno reaģentu. Titrēšanu veic indikatora klātbūtnē, kam mainot krāsu nosakāms titrēšanas beigu punkts (Kļaviņš u.c., 2004).

Hidrogēnkarbonātjonu (HCO_3^-) daudzumu paraugā nosaka paraugu titrējot ar sālsskābi, par indikatoru izmantojot metiloranžu. Pie 50 ml ūdens parauga pievieno piecus pilienus metiloranža, tad titrē ar 0,1 N HCl, kamēr analizējamā parauga krāsa mainās no dzeltena uz oranžu. Lai iegūtu rezultātu, izmantotās sālsskābes daudzumu pareizina ar 122 (Kokorīte, 2007).

Hlorīdjonu (Cl^-) koncentrācija paraugā tiek noteikta ar *sudraba nitrāta metodi* paraugu titrējot. Metodes noteikšanas robežas ir no 0 līdz 2mg/l. Metode balstās uz sudraba nitrāta (AgNO_3) mazo šķīdību, kurš ar hlorīdjoniem veido baltas, mazšķīstošas sudraba hlorīda (AgCl) nogulsnes. Kad visi hlorīdjonu ir saistīti nogulsnēs, sudraba nitrāts reaģē ar kālija hromātu (K_2CrO_4) un veido sarkanbrūnas krāsas sudraba hromāta nogulsnes (Ag_2CrO_4). Ūdens paraugam (50ml) pievieno 1ml kālija hromātu (K_2CrO_4) un titrē ar 0,02 N AgNO_3 šķīdumu, kamēr analizējamā parauga krāsa mainās no dzeltenas līdz sarkanbrūnai. Lai iegūtu rezultātu (mg/l), izmantotā AgNO_3 daudzumu reizina ar standartšķīduma koeficientu 13,03 (aprēķināts laboratorijā) (Hach,1992; Kokorīte, 2007).

Kalcija jonu (Ca^{2+}) daudzumu ūdenī nosaka titrējot, ar *trilonometrisko metodi*, lietojot trilona B šķīdumu. Indikators-mureksīds ar kalcija joniem sārmainā vidē veido sarkanas krāsas kompleksu savienojumu, kas ir mazāk stabils nekā kompleksais kalcija un trilona savienojums, tādēļ titrējot ar trilonu B, tas saista kalcija jonus un sašķeļ kalcija mureksīda savienojumu. Ūdens paraugam (20ml) pievieno 50 ml destilēta ūdens, 1 ml NaOH (30%) un 0,1 g mureksīdu, un titrē ar 0,02 N trilonu B līdz analizējamā parauga krāsa mainās no violeti

rozā līdz violetai. Lai iegūtu rezultātu (mg/l), titrēšanā patērēto trilona B daudzumu reizina ar standartšķīduma koeficientu 19,94 (aprēķināts laboratorijā) (Eaten et al, 2005).

Kopējās cietības (Ca^{2+} , Mg^{2+}) noteikšanai izmanto *trilonometrisko metodi*. Ūdens paraugam (20ml) pievieno 50 ml destilēta ūdens un 2ml amonija buferšķīduma (pH ~10,1), lai koriģētu vides pH. Kā indikatoru pievieno eriohrommelno. Analizējamo paraugu titrē ar 0,02 N trilonu B līdz tā krāsa mainās no vīnsarkanas uz gaiši zilu. Lai iegūtu rezultātu (mg-ekv/l), titrēšanā patērētā trilona B daudzumu reizina ar standartšķīduma koeficientu 0,995 (aprēķināts laboratorijā) (Hach,1992).

Magnija jonu daudzumu paraugā nosaka kā starpību starp kopējo ūdens cietību (mg-ekv/l) un kalcija jonu daudzumu(mg-ekv/l) pēc formulas (COBET., 1974):

$$\left(kop.ciet. - \frac{cCa^{2+}}{20,04} \right) \cdot 12,06 = cMg^{2+} mg / l \quad (2.1)$$

3. PĒTĪJUMA REZULTĀTI UN DISKUSIJA

3.1. Pētījuma rezultāti

Pētījuma gaitā ierīkotie deviņi urbumi un tajos nomērītie gruntsūdens līmeņi ļauj apzināt gruntsūdens plūsmas virzienu mazūdens un daudzūdens periodos, kā arī novērtēt kā un vai mainās gruntsūdens plūsmas virziens paaugstinoties ūdens līmenim upē un ūdenskrātuvē (1. un 2. pielikums).

Ūdenskrātuves ūdens līmenis mazūdens periodā ir 25,8m un daudzūdens periodā paaugstinās par 0,4m, sasniedzot 26,2m. Vecupes (11.paraugs) un upes līmenis lejpus hidrotehniskās būves (10. paraugs) ir pakļauts lielākām ūdenslīmeņa izmaiņām. Salīdzinot ar mazūdens periodu, daudzūdens periodā vecupes ūdens līmenis paaugstinās par 0,7m, bet upes ūdens līmenis lejpus hidrotehniskās būves par 0,9m (2. pielikums).

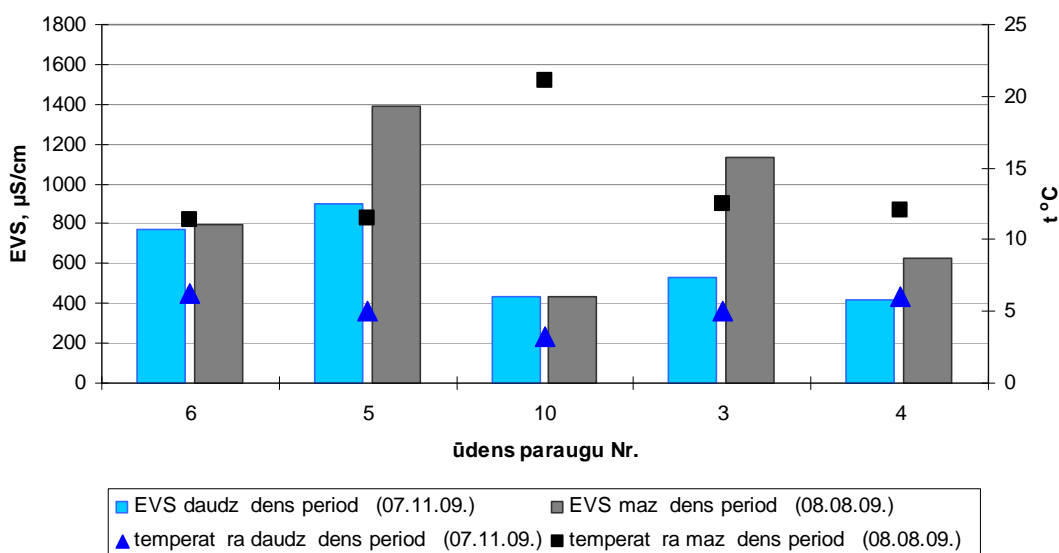
Lejasbjefā krastu pārstrādes rezultātā abi krasti ir uzbērti un mākslīgi radīts liels to augstums un slīpums. Lejasbjefa kreisais krasts ir daudz stāvāks nekā labais krasts. Šādi izmainīts reljefs nosaka to, ka gruntsūdens līmenis lejasbjefā gan mazūdens, gan daudzūdens periodā ir augstāks par upes ūdens līmeni un upe nepārtraukti barojas ar gruntsūdeņiem.

1. un 2. urbums abos periodos un 9. urbums daudzūdens periodā, kas ierīkots augšpus hidrotehniskās būves, norāda uz gruntsūdens plūsmas virzienu no 9. urbuma uz 2., tad 1. urbumu, visbeidzot infiltrējoties ūdenskrātuvē. Taču ūdenskrātuves ūdens līmenis un tālāk apskatīto parametru vērtības ļauj secināt, ka notiek ūdenskrātuves ūdeņu mijiedarbība ar gruntsūdeņiem tiešā ūdenskrātuves tuvumā (ar 1. urbumu, kas ierīkots divu metru attālumā no ūdenskrātuves krasta), kas spēcīgāk izpaužas daudzūdens periodā, paaugstinoties ūdenskrātuves ūdens un gruntsūdens līmenim. Ģeoloģiskie apstākļi nosaka to, ka 2. urbumā, kas ierīkots 4,6m attālumā no ūdenskrātuves ietekme vairs nav manāma (1. pielikums).

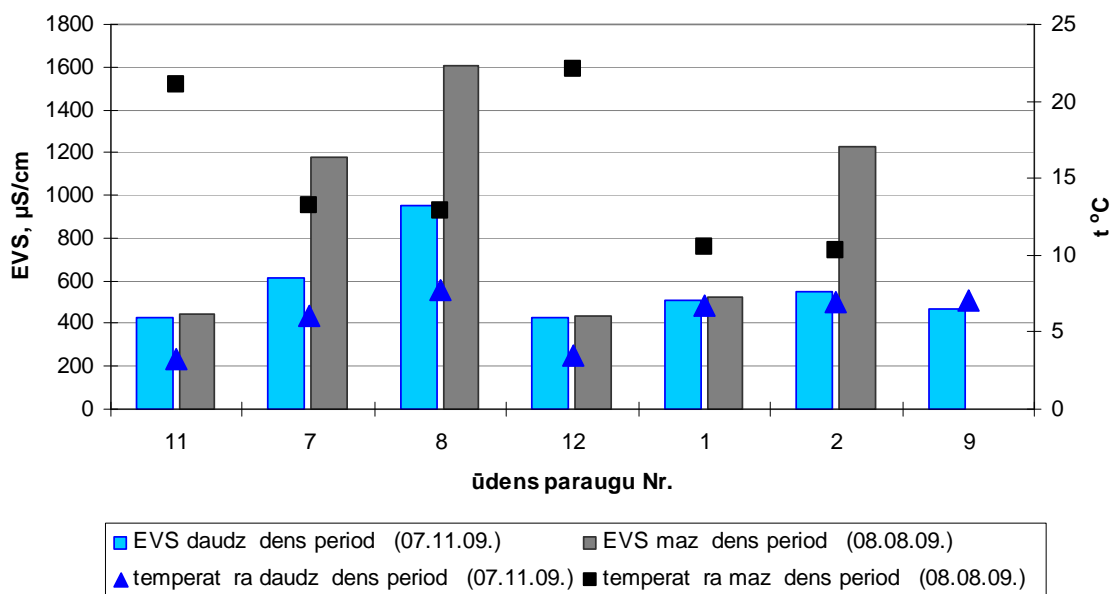
Upes iztaisnošanas un ūdenskrātuves būvniecības rezultātā radusies sarežģīta situācija 8. un 7. urbuma ierīkošanas vietā. Urbumu aprakstīšanas rezultāti parāda, ka gruntsūdeņi plūst pa kādreizējo palieni un upes gultni. Mazūdens periodā gruntsūdens plūsma ir vērsta no ūdenskrātuves uz 8., tad 7. urbumu, kas visbeidzot ieplūst vecupē (11. paraugs). Daudzūdens periodā pieaugot vecupes ūdens līmenim, notiek gruntsūdens plūsmas virziena maiņa, jo upe baro gruntsūdeņos (1. un 2. pielikums). Tomēr ņemot vērā reljefu un ūdenskrātuves ūdens līmeni ir pamats domāt, ka šajā apgabalā var veidoties divas pretēji vērstas gruntsūdens plūsmas, viena vērsta no ūdenskrātuves virzienā uz vecupi, bet otra, kura pētīta darbā, no vecupes virzienā uz ūdenskrātuvi.

Ūdens temperatūras vērtības, salīdzinot starp mazūdens un daudzūdens periodiem, svārstās plašā amplitūdā, kuras lielumu nosaka ūdeņu piederība virszemes vai pazemes

ūdeņiem (3.1. un 3.2. att.). Upes ūdeņu temperatūra ir tieši atkarīga no gaisa temperatūras un saules starojuma intensitātes izmaiņām. Gruntsūdeņu temperatūras vērtību lielāku stabilitāti nosaka gruntsūdens ieguluma dziļums, kam palielinoties gruntsūdens spēj lēnāk sasilt un atdzist (Dash et al., 2010; Zīverts, 2004; Zīverts, 2001).



3.1.att. Elektrovadītspējas un temperatūras vērtības lejasbjefā mazūdens un daudzūdens periodos



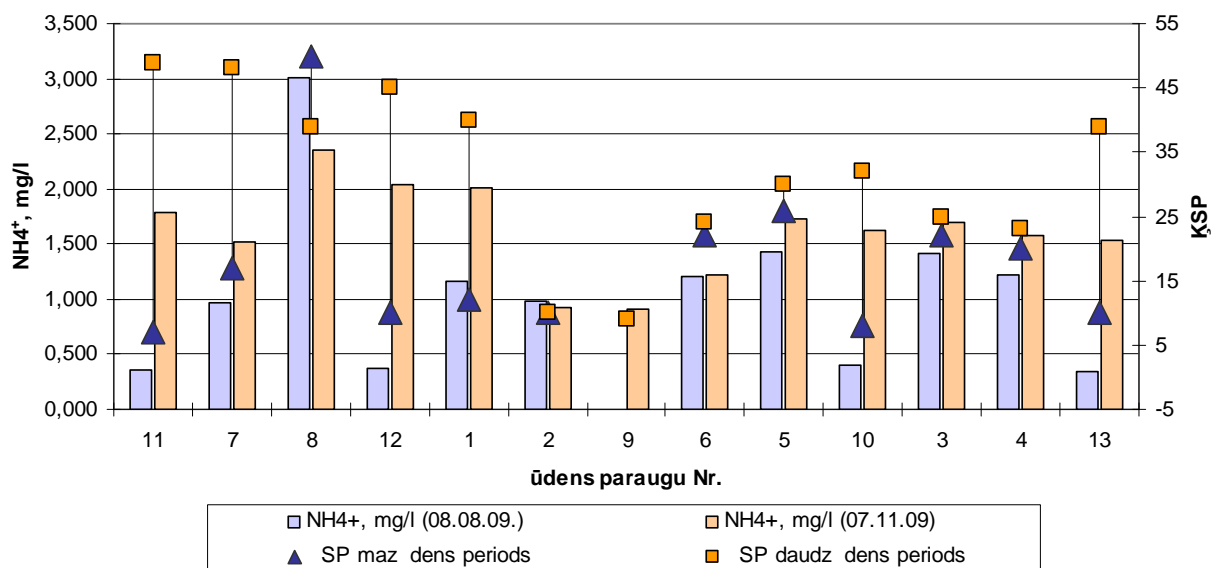
3.2.att. Elektrovadītspējas un temperatūras vērtības augšpus hidrotehniskās būves mazūdens un daudzūdens periodos

Mazūdens periodā augstākās temperatūras vērtības ir vērojamas upes ūdeņos, kur visaugstākā vērtība 22,1 °C ir ūdenskrātuvē (3.2.att., 12. paraugs). Lai gan ūdenskrātuve ir

caurplūstoša, temperatūras mainība tajā ir līdzīgāka ezeriem nekā upēm, kur būtiski sasilst virsējie ūdens slāņi, bet jau metra dziļumā vērojama temperatūras būtiska pazemināšanās (Cimdiņš u.c., 2004). Gruntsūdeņos temperatūras vērtības mazūdens periodā ir daudz zemākas un svārstās amplitūdā no 10,3 °C līdz 13,2 °C. Daudzūdens periodā upes ūdeņos temperatūras vērtības ir zemākas nekā gruntsūdeņos, tomēr, salīdzinot ar mazūdens periodu, starp upes ūdeņiem un gruntsūdeņiem, nav vērojama tik liela vērtību svārstību amplitūda. Upes un gruntsūdeņu mijiedarbība būtiski neietekmē temperatūras vērtības, jo ģeoloģiskie apstākļi (1. pielikums) nosaka lēnu ūdens filtrācijas ātrumu caur iežiem, kā rezultātā nav iespējama strauja ūdeņu ar atšķirīgu temperatūru sajaukšanās.

Salīdzinot starp abiem periodiem, elektrovadītspējas vērtības ūdeņos samazinās daudzūdens periodā, kas saistīts ar nokrišņu intensitātes izmaiņām (3.1. un 3.2. att.). Upes ūdeņos elektrovadītspējas vērtības mazūdens un daudzūdens periodā svārstās ļoti minimāli. Gruntsūdeņos elektrovadītspējas vērtības abos periodos ir augstākas nekā upes ūdeņos.

Mazūdens periodā elektrovadītspējas vērtības gruntsūdeņos būtiski pieaug samazinoties nokrišņu daudzumam un paaugstinoties gruntsūdeņu temperatūrai. Lejasbjefā (3.1. att), kur abos periodos upe barojas ar gruntsūdeņiem, elektrovadītspējas vērtības palielinās gruntsūdens plūsmas virzienā. Augšpus hidrotehniskās būves noņemtajos paraugos (3.2. att.) divos gadījumos šī sakarība nedarbojas. 1. paraugā abos periodos elektrovadītspējas vērtības ir mazākas nekā 2. paraugā, kas norāda uz ūdenskrātuves un gruntsūdeņu mijiedarbību, kā rezultātā mazūdens periodā elektrovadītspējas vērtības 1. paraugā būtiski samazinās, tajos ieplūstot ūdenskrātuves ūdeņiem ar zemāku elektrovadītspējas vērtību. Mazūdens periodā 7. parauga elektrovadītspējas vērtība ir zemāka nekā 8. parauga vērtība, tādējādi elektrovadītspējas vērtības nepieaug gruntsūdens plūsmas virzienā, kā arī 8. parauga elektrovadītspējas vērtība ir augsta (1607 μ S/cm).



3.3.att. Amonija jonu un ķīmiskā skābekļa patēriņa vērtības daudzūdens un mazūdens periodos

Kā redzams 3.3. attēlā, amonija jonu un ĶSP vērtības gan upēs, gan gruntsūdeņos paaugstinās daudzūdens periodā, ko izraisa virszemes noteces, nokrišņu un bioloģiskajos procesu intensitātes izmaiņas (Kļaviņš u.c.,2004; Kokorīte, 2007).

Salīdzinot abus periodus, gan amonija jonu, gan ĶSP vērtībām upēs raksturīga liela svārstību amplitūda. Gruntsūdeņos svārstības ir mazākas, ko nosaka amonija jonu un galvenokārt organisko vielu adsorbēcija infiltrācijas procesā. Ir novērojams arī amonija jonu pieaugums, palielinoties ĶSP vērtībām, kas skaidrojams ar to, ka amonija joni ūdeņos nonāk sadaloties organiskajām slāpekli saturošajām vielām (Dash et al., 2008; Kļaviņš u.c., 2004; Kresic, 2008).

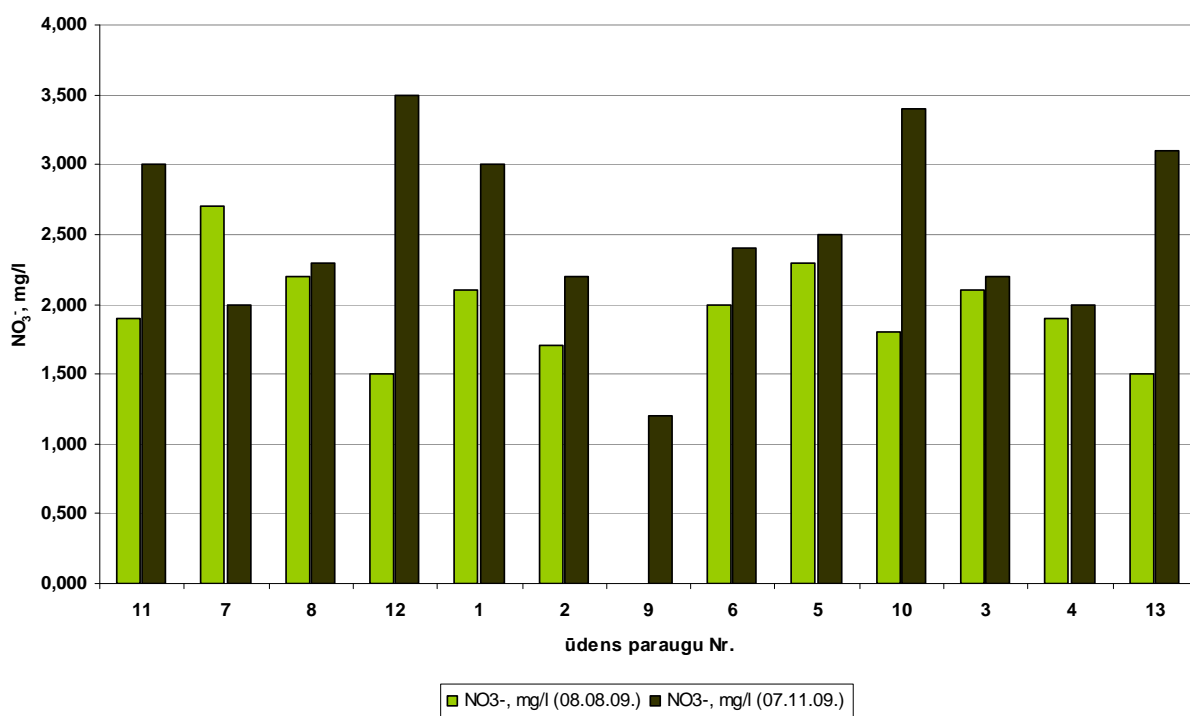
Mazūdens periodā upes ūdeņos amonija jonu vērtības ir zemas un svārstās robežās no 0,34 līdz 0,40 mg/l (4. pielikums), neliela ietekme ir arī gruntsūdeņu infiltrācijai upes ūdeņos. Gruntsūdeņos vērtības mazūdens periodā ir ievērojami augstākas nekā upes ūdeņos un mainās plašā amplitūdā no 0,97 līdz 3,00 mg/l, ko ietekmē bioloģiskie procesi (Hach, 1992). Daudzūdens periodā tik būtiskās atšķirības amonija jonu vērtībās starp upes ūdeņiem un gruntsūdeņiem nav vērojamas.

Abos periodos lejasbjefā un augšbjefa kreisajā krastā gruntsūdeņos amonija jonu vērtības pieaug līdz ar gruntsūdens plūsmas virzienu, ko ietekmē arī krastu pārstrāde, kā rezultātā lēni atjaunojas apaugums, jo minimāla veģetācija nosaka amonija jonu lielākas koncentrācijas (Jampeetong et al., 2008; Jones et al.,2004; Vides projekti, 2005). 8. parauga amonija jonu vērtības mazūdens un daudzūdens periodos ir visaugstākās no visām vērtībām, attiecīgi 3mg/l un 2,35mg/l, kas var liecināt par nesenu piesārņojumu (Mežaraups, 1995).

Daudzūdens periodā novērojama arī ūdenskrātuves ūdeņu (12. paraugs) mijiedarbība ar gruntsūdeņiem (1.paraugu), kas būtiski paaugstina amonija jonu koncentrāciju 1.paraugā.

Zemākās ŪSP vērtības ir upes ūdeņos, mazūdens periodā, kad dominē upju barošanās ar gruntsūdeņiem, bet tās būtiski palielinās daudzūdens periodā, palielinoties virszemes notecī (Kļaviņš u.c., 2004).

Arī ŪSP vērtībām gruntsūdeņos raksturīgs pieaugt gruntsūdens plūsmas virzienā. Izņēmums ir 8. paraugs, kas mazūdens periodā uzrāda ļoti augstu vērtību. 1. un 7. paraugs daudzūdens periodā liecina par būtisku mijiedarbību ar virszemes ūdeņiem, kā rezultātā gruntsūdeņos paaugstinās ŪSP vērtības. 11. parauga augstās vērtības varētu būt saistāmas ar noteci no zivju dīķiem un meža platības. Augstā ŪSP vērtība 12. paraugā un daudz zemākā vērtība 10. paraugā lejasbjefā, daudzūdens periodā liecina, ka organiskās vielas tiek aizturētas ūdenskrātuvē.



3.4.att. Nitrātjonu vērtības mazūdens un daudzūdens periodos

Salīdzinot 3.3. un 3.4. attēlu redzams, ka nitrātjonu vērtības ūdeņos ir ievērojami lielākas nekā amonija jonu koncentrācijas, ko nosaka tas, ka amonija joni skābekļa klātbūtnē viegli oksidējas un, ka nitrātjoni ir amonifikācijas procesa galaprodukts (Kļaviņš et. al., 2002; Zīverts, 2001).

Kā redzams 3.4. attēlā, mazūdens periodā gruntsūdeņos ir augstākas nitrātjonu koncentrācijas nekā upes ūdeņos, ko nosaka mikroorganismu darbība un nitrifikācijas process,

kā arī ūdeņu temperatūra (Hach,1992). 11. un 10. paraugā nitrātjonu koncentrācijas ir augstākas nekā abos pārējos paraugos, kas ņemti upē (12. un 13. paraugs), ko ietekmē gruntsūdeņu infiltrācija. Gruntsūdeņu ieplūde upes ūdeņos, pateicoties tam, ka nitrātjoni ir anjoni, ievērojamāk palielina nitrātjonu koncentrāciju upes ūdeņos, salīdzinājumā ar amonija joniem (3.3. att.).

Daudzūdens periodā nitrātjonu vērtības pieaug gan upes ūdeņos, gan gruntsūdeņos, salīdzinājumā ar mazūdens periodu, ko ietekmē galvenokārt virszemes noteces un bioloģisko procesu intensitātes izmaiņas, kā arī upēs koncentrācijas ir augstākas nekā gruntsūdeņos. Visaugstākā nitrātjonu koncentrācija (3,5mg/l) ir ūdenskrātuvē (12. paraugs), kas ietekmē arī 10. parauga vērtības (Kokorīte, 2007).

Abos periodos novērojams arī nitrātjonu koncentrācijas pieaugums gruntsūdens plūsmas virzienā. Apageuma ietekme uz nitrātjonu vērtībām neizpaužas, ko nosaka amonija jonu pieejamība bioloģiskajos procesos (Jampeetong et.al., 2008; Jones et.al., 2004).

3.1. tabula

Nitrātjonu, fosfātjonu un kopējā dzelzs vērtību izmaiņas daudzūdens un mazūdens periodos

Ūdens paraugu Nr.	Mazūdens periods (08.08.09.)			Daudzūdens periods (07.11.09.)		
	NO ₂ ⁻ , mg/l	PO ₄ ³⁻ , mg/l	Fe _{kop} , mg/l	NO ₂ ⁻ , mg/l	PO ₄ ³⁻ , mg/l	Fe _{kop} , mg/l
11	0,006	0,01	0,07	0,016	0,03	0,16
7	0,013	0,04	0,12	0,015	0,02	0,09
8	0,012	0,03	0,06	0,018	0,02	0,16
12	0,006	0,01	0,06	0,020	0,03	0,20
1	0,016	0,02	0,09	0,016	0,02	0,16
2	0,014	0,02	0,07	0,015	0,02	0,10
9	-	-	-	0,007	0,01	0,09
6	0,015	0,04	0,11	0,012	0,02	0,11
5	0,017	0,04	0,15	0,016	0,02	0,15
10	0,007	0,01	0,06	0,019	0,03	0,25
3	0,016	0,04	0,12	0,016	0,03	0,17
4	0,015	0,04	0,10	0,010	0,02	0,12
13	0,007	0,01	0,06	0,016	0,02	0,24

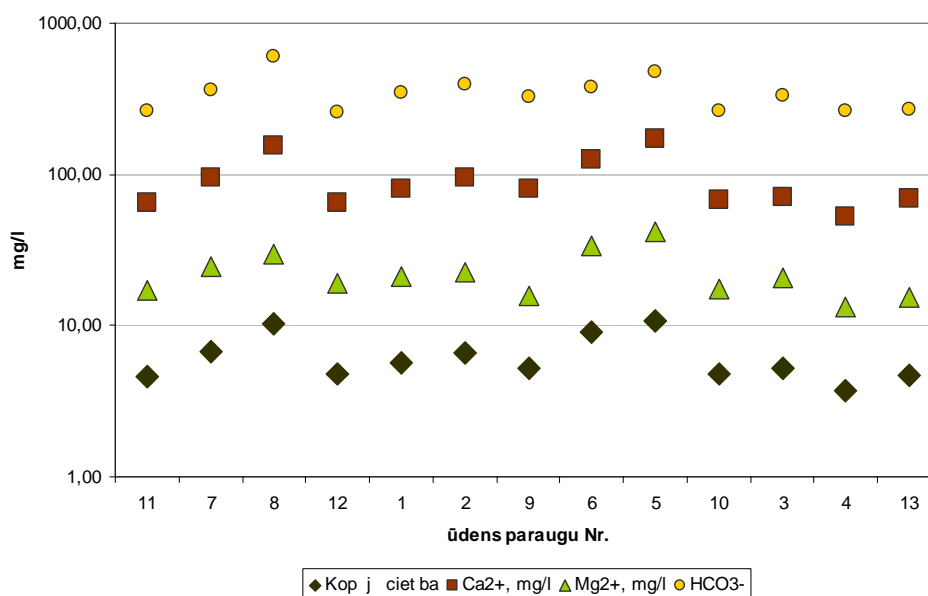
Nitrātjonu, fosfātjonu un kopējā dzelzs vērtības kopumā pieaug daudzūdens periodā, kas skaidrojams ar virszemes noteces palielināšanos, organisko vielu sadalīšanos ūdenstilpē un

nogulumu fāzē akumulēto vielu uzduļķošanās. Mazūdens periodā vērtības samazinās, jo joni tiek patērēti bioloģiskajos procesos (3.1. tabula) (Kļaviņš u.c., 2004).

Mazūdens periodā zemākās nitrītjonu, fosfātjonu un kopējā dzelzs vērtības ir vērojamas upes ūdeņos, turpretī daudzūdens periodā šo parametru vērtības ir vienas no augstākajām un pārsniedz gruntsūdeņos esošās vērtības. Nitrītjonu koncentrācijas ūdeņos mazūdens periodā variē robežās no 0,006 līdz 0,017 mg/l, bet daudzūdens periodā no 0,007 līdz 0,020 mg/l. Šo jonu koncentrācijas ūdeņos nav augstas, jo baktēriju klātbūtnē nitrītjoni tiek ātri oksidēti par nitrātjoniem (Hach,1992).

Kopējā dzelzs vērtības paraugos variē robežās no 0,057 līdz 1,151 mg/l mazūdens periodā, bet daudzūdens periodā robežās no 0,087 līdz 0,245 mg/l. Ir novērojama tendence pieaugot KĶSP vērtībām, palielināties arī kopējā dzelzs vērtībām, ko varētu ietekmēt organisko vielu spēja saistīt dzelzs savienojumus (3. un 4. pielikums). Kopējā dzelzs vērtības nav augstas, ko galvenokārt nosaka ģeoloģiskie apstākļi un dzelzs jonu vājā migrētspēja (Eglīte, 2007; Kļaviņš u.c., 2004; Mežaraups, 1995).

Fosfātjonu vērtības mazūdens periodā svārstās robežās no 0,011 līdz 0,044 mg/l, bet daudzūdens periodā no 0,011 līdz 0,030 mg/l, kas ir salīdzinoši nelielas un neliecina par eitrofikācijas procesa iespējamību (Kļaviņš u.c., 2004). Fosfātjonu pieaugums vērojams samazinoties apaugumam (Edmunds et al., 2008; Richardson et al., 2009). Abos periodos gruntsūdens plūsmas virzienā nitrītjonu, fosfātjonu un kopējā dzelzs vērtības palielinās.



3.5.att. Kopējās cietības, kalcija, magnija jonu un hidrogēnkarbonātjonu vērtības daudzūdens periodā.

Kā redzams 3.5. attēlā, kalcija, magnija jonu, hidrogēnkarbonātjonu un kopējās cietības vērtības ūdeņos ir augstas, ko galvenokārt nosaka vietas ģeoloģiskā uzbūve. Kalcija jonu

vērtības variē robežās no 52,6 līdz 170,5 mg/l, bet magnija vērtības no 13,3 līdz 41,6 mg/l. Hidrogēnkarbonātu jonu vērtības variē robežās no 261 līdz 266 mg/l (3. pielikums).

Mazākas visu iepriekš minēto parametru vērtības ir upes ūdeņos. Izņēmums ir 4. gruntsūdens paraugs, kurā visi iepriekš minētie lielumi ir ar mazākām vērtībām. Parējos gruntsūdeņu paraugos kopējā cietība, kalcija, magnija jonu un hidrogēnkarbonātu jonu vērtības ir augstākas nekā upes ūdeņos, ko nosaka lielāks oglekļa dioksīda koncentrācijas pazemes ūdeņos un filtrācija caur gruntsūdens horizontu veidojošajiem iežiem. Visu minēto parametru vērtības gruntsūdeņos pieaug gruntsūdens plūsmas virzienā, izņēmums ir 1. paraugs, kura vērtības samazinās mijiedarbības ar ūdenskrātuvi rezultātā (Levins, 1998; Zīverts, 2001).

Hlorīdjonu vērtības daudzūdens periodā svārstās no 1,24 līdz 13,68 mg/l, bet *sulfātu jonu* vērtības no 9,00 līdz 40,00 mg/l. Abu jonu vērtības nav lielas un neliecina par antropogēnu slodzi (Kļaviņš u.c., 2004) (3. pielikums).

pH vērtības mazūdens periodā variē robežās no 7,17 līdz 8,69, bet daudzūdens periodā no 7,03 līdz 7,83, kas norāda, ka vide ūdeņos ir tuvu neitrālai līdz pat bāziska. Zemākas *pH* vērtības daudzūdens periodā varētu rasties paaugstinoties *ḲSP* vērtībam, tādējādi pieaugot organisko vielu saturam ūdeņos (Eglīte, 2007). Vērtības kopumā ietekmē ģeoloģiskie, bioloģiskie un hidroloģiskie procesi.

3.2. Diskusija

Gruntsūdeņu kvalitāti nosaka dažādi faktori un to savstarpējā mijiedarbība, tādēļ būtiski ir izziņāt galveno fizikālo un ķīmisko parametru dabisko mainību laikā un telpā, lai varētu novērtēt antropogēnās slodzes lielumu uz gruntsūdeņiem. Dabā nav viegli atrast cilvēka darbības neietekmētus gruntsūdeņus, tādēļ darbā uzmanība tika pievērsta tieši parametru mainībai gruntsūdens plūsmas virzienā, mainības kopsakarību apzināšanai un meklēti iespējamie cēloņi gadījumos, kad vērojamas atkāpes no šīm kopsakarībām (Kļaviņš u.c., 2004; Zīverts, 2001) Iegūtie rezultāti ļauj secināt, ka gruntsūdeņu kvalitāti pētāmajā teritorijā ietekmē vietas ģeoloģiskie apstākļi, nokrišņu intensitāte un bioloģiskie procesi, kā arī reljefs un virszemes ūdeņu kvalitāte, kas izmainījušies hidrotehniskās būves celtniecības rezultātā. Pētāmajā teritorijā mazūdens periodā ķīmisko parametru vērtības galvenokārt nosaka dabiskas izcelsmes avoti, bet daudzūdens periodā vērtības būtiski ietekmē notece no lauksaimniecības zemēm.

Temperatūra ir fizikālais parametrs, kas jau lauka apstākļos ļauj izdarīt pirmos secinājumus par ūdens piederību virszemes vai gruntsūdeņiem. Gruntsūdens temperatūras stabilitāti nosaka gruntsūdeņu ieguluma dziļums, kam pieaugot ir apgrūtināta gruntsūdeņu

pielāgošanās gaisa temperatūras izmaiņām, tomēr iegūtie rezultāti apstiprina, ka gruntsūdeņu ieguluma dziļums nenovērš vērtību svārstības, lai gan pielāgošanās gaisa temperatūrai notiek lēnāk nekā upes ūdeņos (Segliņš, 2008; Zīverts, 2001). Gruntsūdeņu un upes ūdeņu mijiedarbība pētāmajā teritorijā neietekmē temperatūras vērtības, nav iespējama strauja upes un gruntsūdeņu sajaukšanās.

Teritorijas ģeoloģiskā uzbūve galvenokārt ietekmē *kalcija, magnija jonu, hidroģēnkarbonāciju, elektrovadītspējas un kopējās cietības vērtības*. Pateicoties morēnas un māla nogulumu izplatībai pētāmajā teritorijā (1. pielikums), pieaugot gruntsūdens ieguluma dziļumam, būtiski palielinās ūdeņu vertikālās infiltrācijas ilgums, kas galvenokārt ietekmē un palielina elektrovadītspējas vērtības (Dash et al., 2010; Sainato et al., 2003). Vērtību palielināšanos gruntsūdens plūsmas virzienā var skaidrot ar to, ka ģeoloģiskā uzbūve nosaka arī samērā lēno ūdens plūsmu pašā gruntsūdens horizontā, tādēļ palielinās laiks, ko gruntsūdeņi pavada mijiedarbība ar iežiem (Levins u.c., 1998; Sainato et al., 2003). Ūdeni vāji caurlaidīgo iežu izplatība, dolomītu un morēnas klātbūtne pētāmajā teritorijā, veido visu iepriekš minēto parametru augstās vērtības, jo iežu veids, caur kuriem plūst gruntsūdeņi, nosaka gan infiltrācijas, gan iežu šķīšanas ātrumu (Kļaviņš u.c., 2004). Paaugstinoties gruntsūdeņu temperatūrai mazūdens periodā, paaugstinās karbonātiežu veidojošo jonu, kopējās cietības un elektrovadītspējas vērtības gruntsūdeņos, jo tiek paātrināta iežu šķīšana un mikroorganismu darbības intensitāte, kurai pieaugot ūdenī nonāk lielāki daudzumi ogļskābās gāzes, kas veicina karbonātiežu dēdēšanu (Kļaviņš u.c., 2004). Daudzūdens periodā saglabājas likumsakarība, ka koncentrācija pieaug gruntsūdens plūsmas virzienā, tomēr, palielinoties nokrišņu daudzumam, paaugstinās gruntsūdens līmenis un paātrinās gruntsūdens plūsmas ātrums nesējslāni, kas samazina gruntsūdeņu un iežu mijiedarbības laiku (Rein et al., 2003), tomēr galvenokārt vērtības pazemina gruntsūdeņu barošanos ar nokrišņu ūdeni, kas ir ar mazākām kalcija, magnija jonu, hidroģēnkarbonāciju, kopējās cietības un elektrovadītspējas vērtībām.

Amonija jonu vērtības gruntsūdeņos ir zemākas nekā nitrātu jonu vērtības, jo augi un mikroorganismi bioloģiskajos procesos amonija jonus patērē lielākos daudzumos nekā nitrātjonus, nitrātjoni ir katjoni, kas tiek aktīvi adsorbēti augsnē un uz bezakmens mālu slāņa (Richardson et al., 2009), pa kuru plūst gruntsūdeņi, kā arī nitrātjoni ir nitrifikācijas procesa beigu produkts. Nedaudz augstākas vērtības lejasbjefā liek secināt, ka krastu pārstrādes rezultātā radītais apauguma samazinājums varētu būt par iemeslu augstākām amonija jonu koncentrācijām, jo tie netiek uzņemti ar augiem (Jampeetong et al., 2008; Jones et al., 2004; Lee et al., 2005). Amonija jonu un nitrātu jonu augstās vērtības daudzūdens periodā nosaka virszemes noteces palielināšanās no lauksaimniecības teritorijām. Iepriekš veiktajā pētījumā

Baronu ūdenskrātuvē ir norādīts, ka amonija jonu saturs virszemes ūdeņos var pārsniegt pieļaujamās normas (Elperis, 2000), un veicot laboratorijas analīzes apstiprinājās, ka amonija jonu koncentrācijas daudzūdens periodā tiešām ir augstas, kas pateicoties aktīvajai lauksaimnieciskajai darbībai upes sateces baseinā, ir ticams un loģisks novērojums. Tomēr kā rāda rezultāti, ievērojami augstākas ir nitrātjonu koncentrācijas, kas iepriekš veiktajā pētījumā, kopā ar nitrītjonu koncentrācijām, norādītas kā zemas. Ņemot vērā, kā pētījums veikts desmit gadus atpakaļ, nitrātjonu vērtības virszemes ūdeņo varētu būt paaugstinājušās pieaugot minerālmēslu izmantošanai lauksaimniecībā (Guo et al., 2005). Nitrītjonu koncentrācijas visos paraugos ir zemas un atbilst izvirzītajām likumsakarībām. Fosfātjonu, nitrātjonu un kopējā dzelzs vērtības arī ir zemas un seko vispārējām biogēno elementu mainības likumsakarībām, vērtības palielinās daudzūdens periodā un gruntsūdens plūsmas virzienā (Kļaviņš u.c., 2004). Kā rāda rezultāti, samazinoties veģetācijai gruntsūdeņos palielinās fosfātjonu vērtības, jo fosfātjoni augsnē un nokrišņu ūdenī nav sastopami lielās koncentrācijās, tādēļ augi galvenokārt ortofosfātjonus patērē bioloģiskajos procesos (Richardson et. al., 2009).

ĶSP augstās vērtības gruntsūdeņos rodas daudzūdens periodā, ko ietekmē virszemes noteces palielināšanās, un būtisks avots varētu būt daudzie zivju dīķi ūdenskrātuves sateces baseinā (Elperis, 2000). Aplūkojot datus var secināt, ka organiskās vielas tiek ievērojami adsorbētas vertikālas infiltrācijas rezultātā, tādēļ gruntsūdeņos ĶSP vērtības galvenokārt nosaka mikroorganismu darbība, kas šīs vielas sintezē un patērē (Eglīte, 2007; Kļaviņš u.c., 2004). Tomēr gadījumos, kad dominē plūsmas slīpa infiltrācija, piemēram, ūdenskrātuvei mijiedarbojoties ar gruntsūdeņiem (1. paraugs), organiskās vielas tiek adsorbētas pavisam nedaudz, ko varētu skaidrot ar gruntsūdens līmeņa paaugstināšanos, tādējādi mazāk adsorbējoties uz bezakmens mālu slāņa.

Ūdenskrātuves tieša un būtiska ietekme uz gruntsūdeņiem ir novērojama 1. parauga vērtībās, galvenokārt daudzūdens periodā, kad upē būtiski palielinās daudzu parametru vērtības un tām seko arī 1. parauga vērtības. Rezultāti ļauj secināt, ka daudzūdens periodā mijiedarbība ir ļoti cieša, jo parametru vērtību atšķirības starp 12. un 1. paraugu ir nelielas. Iespējams lielāka ūdenskrātuves ietekme uz 1. paraugu daudzūdens periodā, salīdzinājumā ar mazūdens periodu, ir skaidrojama ar pašas ūdenskrātuves gultnes neviendabību un ūdenscaurlaidīgāku iežu miju ūdens mazauraidīgākiem iežiem. Ūdenskrātuves sekundāra ietekme ir vērojama arī uz 10. parauga vērtībām, tomēr, pateicoties krastu pārstrādei, lejasbjefa gruntsūdeņi abos periodos baro upes ūdeņos un mijiedarbība ar upi nenotiek, kas tādējādi izslēdz ūdenskrātuves ietekmi uz lejasbjefa gruntsūdeņiem.

Vecupes kreisajā krastā mazūdens periodā 7. un 8. parauga vērtības lielākoties neatbilst aplūkotajām likumsakarībām. Daudzas 8. parauga parametru vērtības ir ļoti augstas, turpretī citas būtiski neatšķiras no pārējo paraugu vērtībām, kas liek secināt, ka augstās vērtības nenosaka nedz dabiskie avoti, nedz virszemes notece. Augstā amonija jonu koncentrācija 8. paraugā liecina par nesenu piesārņojumu, kas spriežot pēc 7. parauga vērtībām ir punktveida avots. Ņemot vērā augstās amonija jonu un ŪSP vērtības, piesārņojuma cēlonis varētu būt drenāžas caurule no tuvumā esošajiem zivju dīķiem.

Veikt pētījumu Baronu HES ūdenskrātuvē tika nolemts pamatojoties uz ģeoloģiskajiem apstākļiem pētāmajā teritorijā, jo morēnas nogulumu izplatība lika izvirzīt hipotēzi, ka ūdenskrātuve būtiski nespēj ietekmēt gruntsūdeņu kvalitāti. Ir jāsecina, ka ūdenskrātuves ietekme uz gruntsūdeņiem neaprobežojas tikai ar tiešu mijiedarbību, tās būvniecības rezultātā ir izmantoti dabiskie faktori, kas ietekmē gruntsūdeņu kvalitāti. Gruntsūdeņu mijiedarbības iespējamību ar ūdenskrātuves ūdeņiem galvenokārt nosaka izmainītais reljefs, kas ietekmē dabisko hidroloģisko režīmu un gruntsūdens līmeņus, un upes iztaisnošana, kas izmainījusi upes dabisko plūsmu un daudzūdens periodā veicina piesārņojošo vielu koncentrēšanos vecupē.

Veicot šādu pētījumu teritorijā ar līdzīgiem ģeoloģiskajiem apstākļiem, galvenokārt būtu jānosaka tādi parametri kā amonija joni, nitrātjoni, elektrovadītspēja, pH, ŪSP un temperatūra. Šie parametri ir mainīgi daudzūdens un mazūdens periodā un norāda ne vien uz sateces baseinā notiekošās saimnieciskās darbības slodzi uz gruntsūdeņiem un upes ūdeņiem, bet arī ļauj apzināt iespējamo piesārņojumu un mijiedarbību starp virszemes un pazemes ūdeņiem. Pētījumu turpinot būtu jāierīko papildus urbumi augšpus hidrotehniskās būves, lai noskaidrotu iespējamā piesārņojuma izplatīšanos un avotu, bet daudz lielāku izpratni dotu arī grunts filtrācijas spēju apzināšana paraugu ņemšanas vietās, jo būvniecības rezultātā iežu materiāls ir būtiski sajaukts un deformēts.

SECINĀJUMI

Bakalaura darba ietvaros veiktais pētījums ir bijis veiksmīgs un metodikas izvēle ir bijusi atbilstoša ļauj sasniegt darbā izvirzīto no bakalaura darba pētījumā iegūtiem rezultātiem izdarīt vairākus secinājumus.

1. Daudzūdens periodā upes ūdeņos un gruntsūdeņos paaugstinās biogēno elementu koncentrācijas un ŪSP vērtības, bet samazinās neorganisko jonu, elektrovadītspējas, temperatūras un pH vērtības.
2. Daudzūdens periodā ūdenskrātuvē būtiski paaugstinās amonija jonu, ŪSP un nitrātjonu vērtības, salīdzinājumā ar neietekmētajiem upes ūdeņiem.
3. Lejasbjefa krastu pārstrādes rezultātā gan daudzūdens, gan mazūdens periodā gruntsūdeņi baro upes ūdeņus. Abos periodos ūdenskrātuves kreisā krasta gruntsūdeņi ieplūst ūdenskrātuvē, un ir novērojama ūdenskrātuves ūdeņu mijiedarbība ar gruntsūdeņiem, kas daudzūdens periodā palielinās. Mazūdens periodā ūdenskrātuve papildina labā krasta gruntsūdeņus, kas savukārt baro vecupi, bet daudzūdens periodā gruntsūdeņus papildina gan ūdenskrātuve, gan vecupe.
4. Ūdenskrātuves būtiska ietekme uz gruntsūdeņu kvalitāti ir novērota ūdenskrātuves kreisajā krastā daudzūdens periodā, bet labajā krastā gruntsūdeņu kvalitāti abos periodos ietekmē punktveida piesārņojuma avots. Ūdenskrātuve neietekmē lejasbjefa gruntsūdeņu kvalitāti, bet daudzūdens periodā paaugstina nitrātjonu koncentrācijas lejasbjefa upes ūdeņos.
5. Parametru vērtības gruntsūdeņos palielinās gruntsūdens plūsmas virzienā.
6. Teritorijas ģeoloģiskie apstākļi nosaka augstu gruntsūdeņu aizsargātības pakāpi, un samazina ūdenskrātuves un gruntsūdeņu mijiedarbības robežas.

Turpinot šo pētījumu, būtu nepieciešams veikt papildus analīzes, lai precīzāk noteiktu ūdenskrātuves un gruntsūdeņu mijiedarbības robežas, kā arī būtu nepieciešams pētīt grunts filtrācijas īpašības, lai labāk izprastu gruntsūdens plūsmas dinamiku. Pētījuma laikā konstatēts, ka nākotnē līdzīgos pētījumos ūdens paraugu ņemšanai ir nepieciešami šim mērķim paredzētā aprīkojuma uzlabojumi.

PATEICĪBAS

Darba autors vēlas izteikt pateicību darba zinātniskajai vadītājai dr. ģeol. Aijai Dēliņai par atbalstu, izpratni un palīdzību darba izstrādes laikā, kā arī dr.ķīm. Lindai Eglītei par konsultācijām un palīdzību analīžu veikšanas procesā. Autors ir lielu pateicību parādā ģeoloģijas maģistrantūras 1.kursa studentam Konrādam Popovam par pacietību un atbalstu lauku darbu veikšanā, un darba rakstīšanas laikā, kā arī ģeoloģijas maģistrantūras 2. kursa studentei Alisei Babrei par spožajām idejām un naktsmājām lauku darbu veikšanas laikā. Autors pateicas arī savai mammai par sapratni un atbalstu darba izstrādes laikā.

IZMANTOTĀ LITERATŪRA

Publicētie avoti

1. Alokste. 1994. Kavacs G. (red.). *Latvijas daba: enciklopēdija*. 1. sēj. Rīga, Preses nams, 45.
2. Bambergs K. 1993. *Ģeoloģija un hidroģeoloģija*. Rīga, ZVAIGZNE, 146-270.
3. СОВЕТ ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ВЗАИМОПОМОЩИ. 1974 Унифицированные методы исследования качества вод. Москва
4. Dash R. R., Bhanu Prakash E.V.P., Kumar P., Mehrotra I., Sandhu C., Grischek T. 2010. River bank filtration in Haridwar, India: removal of turbidity, organics and bacteria. *Hydrogeology Journal*. 18 (4), 973-983.
5. Dēliņa A. 2007. *Kvartārsegas pazemes ūdeņi Latvijā*. Rīga, Latvijas Universitāte.
6. Eaton A.D., Franson M.A., 2005. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 21st edition. Washington, American Public Health Association
7. Edmunds W. M., Shand P. 2008. *Natural groundwater quality*. Oxford [etc], Blackwell Publishing, 1-70.
8. Eglīte L. 2007. *Humusvielas, to mijiedarbība ar augsni veidojošiem komponentiem un humusvielu imobilizācija*. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds, 3-30.
9. Grunber O., Montroroi J.P., Nasri S. 2004. Quantification of water exchange between a hill reservoir and groundwater using hydrological and isotopic modelling (El Gouazine, Tunisia). *Comptes Rendus Geosciences*. 336(16), 1453-1462.
10. Guo H., Wang Y. 2005. Geochemical characteristics of shallow groundwater in Datong basin, northwestern China. *Journal of Geochemical Exploration*. 87(3), 109-120.
11. Hach company. 1992. *Hach Water analysis handbook*. 2nd edition. Colorado, Loveland.
12. Jampeetong A., Brix H. 2008. Effects of NH_4^+ concentration on growth, morphology and NH_4^+ uptake kinetics of *Salvinia natans*. *Ecological Engineering*. 35(5), 695-702.
13. Jones D.L., Healey J.R., Willet V.B., Farrar J.F., Hodge A. 2005. Dissolved organic nitrogen uptake by plants—an important N uptake pathway? *Soil Biology and Biochemistry*. 37(3), 413-423.
14. Kārklīņš A., Gemste I., Mežals H., Nokodemus O., Skujāns R. 2009. Jelgava, LUU, 23-46.
15. Kļaviņš M., Cimdiņš P. 2004. *Ūdeņu kvalitāte un tās aizsardzība*. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds.

16. Kļaviņš M., Rodinovs V., Kokorīte I. 2002. *Chemistry of Surface Waters in Latvia*. Rīga, University of Latvia
17. Kokorīte I. 2007. Latvijas virszemes ūdeņu ķīmiskais sastāvs un to ietekmējošie faktori. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds
18. Kresic N. 2008. *Groundwater Resources: Sustainability, Management, And Restoration*. [S.l], McGraw-Hill, 22-474.
19. Lažas pagasts. 2001. Iltnera A. (red.). *Latvijas pagasti: Latvijas novadi, pilsētu un novadu lauku teritorijas: enciklopēdija*. 1. sēj.
20. Lee M.S., Lee K.K., Hyun Y., Celment T.P., Hamilton D. 2005. Nitrogen transformation and transport modeling in groundwater aquifers. *Ecological Modelling*. 199(1-2), 143-159.
21. Levins I., Levina N., Gavēna I. 1998. *Latvijas pazemes ūdeņu resursi*. Rīga, Valsts ģeoloģijas dienests, 5-11.
22. Manahan S. E., 2005. *Environmental chemistry*. 8th edition. Boca Raton, CRC PRESS, 47-277.
23. Mežaraups G. 1995. *Ūdeņi un to ķīmiskā kontrole*. Rīga, Mācību grāmata.
24. ORTOFOTO 3. LĢIA Latvijas 3. etapa ortofoto karšu mozaīka. LU ĢZZF WMS. LU ĢZZF WMS. Sk. 20.05.2010. Pieejams <http://kartes.geo.lu.lv>
25. Rein A., Hoffmann R., Dietrich P. 2003. Influence of natural time-dependent variations of electrical conductivity on DC resistivity measurements. *Journal of Hydrology*. 285(1-4), 215-232.
26. Richardson A.E., Barea J.M., McNeill A.M., Combaret C.P. 2009. Acquisition of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth promotion by microorganisms. *Plant and Soil*. 321(1-2), 305-339.
27. Sainato C., Galindo G., Pomposiello C., Malleville H., Abelleira D., Losinno B. 2003. Electrical conductivity and depth of groundwater at the Pergamino zone (Buenos Aires Province, Argentina) through vertical electrical soundings and geostatistical analysis. *Journal of South American Earth Sciences*. 16(2), 177-186.
28. Segliņš V. 2008. Pazemes ūdeņi- to aizsardzība un izmantošana. Grām: *Vides zinātne*. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds, 230-251.
29. Todd D. K., Mays L. W., 2005. *Groundwater hydrology*. Third edition. [S.l], WILEY, 35-409.
30. Vides projekti, SIA. 2005. Mazo hidroelektrostaciju darbības izvērtējums. Rīga.

31. Wu Y., Hui L., Wang H., Li Y., Zeng R. 2006. Effectiveness of riverbank filtration for removal of nitrogen from heavily polluted rivers: a case study of Kuihe River, Xuzhou, Jiangsu, China. *Environmental Geology*. 52(1), 19-25.
32. Zīverts A. 2004. *Hidroloģija. Ievads un hidroloģiskie aprēķini*. Jelgava, LLU.
33. Zīverts A. 2001. *Pazemes ūdeņu hidroloģija. Mācību līdzeklis vides un ūdenssaimniecības specialitātes studentiem*. Jelgava, LLU.

Nepublicētie avoti

34. Elperis.T. 2000. Ūdenstilpes ekspluatācijas noteikumi. VU „Meliorprojekts”
35. Физик Ф.М. 1946.Инженерно-геологическое исследование района подпорного сооружения на реке Алоксте у Априки Айзпутского уезда. Рига, пр.01477

1. pielikums. Urbumu apraksts un gruntsūdens līmeņu mērījumi.

<i>Urbuma/ ūdens parauga Nr.</i>	<i>Urbuma dziļums, m</i>		<i>Gruntsūdens līmenis no zemes virsmas, m</i>		<i>Urbuma apraksts</i>
	<i>Maz- ūdens periods (08.08.09.)</i>	<i>Daudz- ūdens periods (07.11.09.)</i>	<i>Maz- ūdens periods (08.08.09.)</i>	<i>Daudz- ūdens periods (07.11.09.)</i>	
1.	2,8	1,9	2,6	1,5	0,00 m - augsne 0,10 m - mālsmilts 0,40 m - mālsmilts, karbonātu ieslēgumi 0,97 m - morēna 2,80 m bezakmens zilie māli
2.	3,0	1,9	2,8	1,6	0,00 m - augsne 0,10 m - mālsmilts 0,45 m - mālsmilts, karbonātu ieslēgumi 1,10 m - morēna 2,90 m bezakmens zilie māli
3.	1,3	0,5	1,2	0,4	0,00 m - augsne 0,02 m - morēna 1,25 m - bezakmens zilie māli 1,3m - dolomīts
4.	1,7	0,8	1,6	0,7	0,00 m - augsne 0,05 m - morēna 1,65 m - bezakmens zilie māli 1,7 m - dolomīts
5.	1,1	0,6	0,9	0,5	0,00 m - augsne 0,15 m – morēna 1,05 m – bezakmens

					zilie māli 1,1 m - dolomīts
6.	2,3	1,2	1,9	1,1	0,00 m - augsne 0,15 m – morēna 2,10 m – bezakmens zilie māli 2,3 m - dolomīts
7.	1,5	0,7	1,0	0,6	0,00 m - augsne 0,20 m – vidējgraudaina smilts ar organikas ieslēgumiem 1,35 m -mālsmilts
8.	2,1	1,4	1,3	1,2	0,00 m - augsne 0,27 m – vidējgraudaina smilts ar organikas ieslēgumiem 1,95 m -mālsmilts
9.	-	1,7	-	1,6	0,00 m - augsne 0,12 m - mālsmilts 0,45 m - mālsmilts, karbonātu ieslēgumi 1,70 m - morēna

**2. pielikums. Ierīkoto urbumu attālums līdz upei un augstums no zemes virsmas līdz
upes ūdens līmenim**

<i>Urbuma/ ūdens parauga Nr.</i>	<i>Attālums līdz upei, m</i>		<i>Augstums no zemes virsmas līdz upes ūdens līmenim, m</i>	
	<i>Maz- ūdens periods (08.08.09.)</i>	<i>Daudz- ūdens periods (07.11.09.)</i>	<i>Maz- ūdens periods (08.08.09.)</i>	<i>Daudz- ūdens periods (07.11.09.)</i>
1.	2	1,9	0,7	0,3
2.	4,6	4,5	1,6	1,2
3.	2,2	1,9	1,4	0,5
4.	4,7	4,4	2,2	1,3
5.	3,0	2,7	1,5	0,6
6.	5,0	4,7	2,4	1,5
7.	7,0	6,5	1,1	0,4
8.	14,0	13,5	1,4	0,7
9.	-	-	-	-

3. pielikums. Laboratorijā un *in situ* noteikto parametru vērtības daudzūdens periodā (07.11.09.)

<i>Ūdens paraugu Nr.</i>	<i>NO₃⁻, mg/l</i>	<i>NO₂⁻, mg/l</i>	<i>NH₄⁺, mg/l</i>	<i>PO₄³⁻, mg/l</i>	<i>Fe_{kop}, mg/l</i>	<i>ḲSP</i>	<i>pH</i>	<i>EVS, μS/cm</i>	<i>temperatūra, °C</i>	<i>SO₄²⁻, mg/l</i>	<i>Cl, mg/l</i>	<i>Kopējā cietība, mg/l</i>	<i>Ca²⁺, mg/l</i>	<i>Mg²⁺, mg/l</i>	<i>HCO₃⁻, mg/l</i>
11	3,0	0,016	1,78	0,03	0,16	49	7,41	431	3,3	21,0	11,08	4,62	64,61	16,94	261,25
7	2,0	0,015	1,52	0,02	0,09	48	7,03	610	6,0	13,0	5,21	6,73	94,32	24,61	363,32
8	2,3	0,009	2,35	0,02	0,16	39	7,05	951	7,7	23,0	10,42	10,20	155,93	29,42	596,62
12	3,5	0,020	2,04	0,03	0,20	45	7,77	430	3,5	21,0	11,73	4,77	64,41	18,87	258,82
1	3,0	0,009	2,01	0,02	0,16	40	7,78	510	6,7	11,0	6,24	5,72	79,76	21,17	346,31
2	2,2	0,011	0,92	0,02	0,10	10	7,8	550	7,0	9,0	4,77	6,65	96,11	22,50	391,27
9	1,2	0,007	0,91	0,01	0,09	9	7,51	465	7,1	9,0	3,91	5,26	79,56	15,73	328,08
6	2,4	0,013	1,23	0,02	0,11	24	7,63	772	6,2	16,0	7,82	9,07	126,22	33,76	375,47
5	2,5	0,014	1,73	0,02	0,15	30	7,73	901	5,0	40,0	13,68	10,67	170,49	41,58	477,54
10	3,4	0,019	1,62	0,03	0,24	32	7,77	430	3,2	20,0	10,42	4,85	68,39	17,42	263,68
3	2,2	0,013	1,70	0,03	0,17	25	7,5	528	5,0	17,0	11,94	5,25	71,19	20,69	331,73
4	2,0	0,010	1,58	0,02	0,12	23	7,45	418	6,0	15,0	10,73	3,72	52,64	13,31	256,37
13	3,1	0,016	1,54	0,02	0,23	39	7,83	431	3,1	19,0	11,08	4,71	69,19	15,24	266,11

4. pielikums. Laboratorijā un *in situ* noteikto parametru vērtības mazūdens periodā (08.08.09.)

<i>ūdens paraugu Nr.</i>	<i>NO₃⁻, mg/l</i>	<i>NO₂⁻, mg/l</i>	<i>NH₄⁺, mg/l</i>	<i>PO₄³⁻, mg/l</i>	<i>Fe_{kop}, mg/l</i>	<i>ĶSP</i>	<i>pH</i>	<i>EVS, μS/cm</i>	<i>temperatūra, °C</i>	<i>SO₄²⁻, mg/l</i>
11	1,9	0,006	0,36	0,01	0,07	7	8,54	441	21,1	11
7	2,7	0,013	0,97	0,04	0,12	17	6,70	1182	13,2	14
8	2,2	0,012	3,01	0,03	0,06	50	6,67	1607	12,9	20
12	1,5	0,006	0,37	0,01	0,06	10	8,69	432	22,1	10
1	2,1	0,014	1,17	0,02	0,09	12	7,80	523	10,5	18
2	1,7	0,016	0,99	0,02	0,07	10	7,17	1230	10,3	13
9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	2,0	0,015	1,21	0,04	0,11	22	7,42	792	11,4	21
5	2,3	0,017	1,43	0,04	0,15	26	7,43	1392	11,5	24
10	1,8	0,007	0,40	0,01	0,06	8	8,04	432	21,1	10
3	2,1	0,016	1,42	0,04	0,12	22	7,20	1135	12,5	22
4	1,9	0,014	1,22	0,04	0,10	20	7,40	627	12,1	23
13	1,5	0,007	0,34	0,01	0,06	10	8,64	432	21,0	10