

Jordbrukspåverkan på grundvatten – fördjupad analys av SGUs databaser

Lena Maxe

mars 2015

SGU-rapport 2015:13



SGU

Sveriges geologiska undersökning
Geological Survey of Sweden

Omslagsbild: Gammal brunn i Dalarna.
Foto: Lena Maxe

Sveriges geologiska undersökning
Box 670, 751 28 Uppsala
tel: 018-17 90 00
fax: 018-17 92 10
e-post: sgu@sgu.se
www.sgu.se

INNEHÅLL

Sammanfattning	5
Inledning	5
Mål	6
Bakgrund	6
SGUs databaser	6
Vattentäcksarkivet	6
Miljöövervakning	7
Kemiarkivet	8
Nitratläckage från jordbruksmark	9
Nitrat från enskilda avlopp	11
Grundvattenskydd och nitrat	12
Vattenskyddsområde	12
Grundvattenförekomster	13
Nitratkänsliga områden	13
Nitrathalter i olika geologiska miljöer	15
Nitrathalt och avstånd till jordbruksmark	17
Nitrathalt och redox	17
Redoxförhållanden – beroende av brunnsdjup och brunnstyp	19
Redoxförhållanden – geografiska skillnader	20
Halter av redoxämnen i morän	20
Trender i nitrathalt	22
Nitrathalter i grundvattnet i Sverige	22
Diskussion	24
Referenser	27

SAMMANFATTNING

Sveriges grundvatten är på många håll påverkat av förhöjda nitrathalter. Den kvantitativt viktigaste källan är läckage från jordbruksmark men även t.ex. markinfiltration från enskilda avlopp bidrar till förhöjda halter. Jordbrukets bidrag har sannolikt minskat under de senaste decennierna genom att jordbruk har lagts ned och att ett medvetet arbete för att minska kväveförlusterna har bedrivits.

Eftersom påverkan från jordbruk och enskilda avlopp är lokal och olika områden dessutom är olika känsliga för nitratpåverkan kan utvecklingen skilja sig mycket även inom närliggande områden och på olika djup.

I detta projekt har en genomgång av nitratanalyser från tre olika grundvattenkemiska databaser genomförts. Analyserna har ställts i relation till markanvändning, jordartsförhållanden, brunnstyp och grundvattenkemiska förhållanden. Resultatet från undersökningen visar att nitralthalterna uppvisar samband med dessa faktorer.

För en mer djupgående analys skulle det bl.a. behövas en bättre karaktärisering av hur stor del av tillrinningen till uttagpunkten som kommer från jordbruksmark och hur stor del som kommer från andra markslag. Det finns också behov av karaktärisering av det geologiska materialets reduktionskapacitet.

INLEDNING

Jordbruk påverkar grundvattnet både ur kvalitets- och kvantitetssynpunkt. Olika aktiviteter som dränering, plöjning, djurhållning, tillförsel av gödningsämnen och bekämpningsmedel över stora arealer påverkar det underliggande grundvattnet. Vilken påverkan som uppstår beror, förutom på jordbrukets inriktning, på naturförutsättningar som klimat, jordartsförhållanden, grundvattenförhållanden och geokemiska förhållanden. Detta projekt har koncentrerats kring frågorna om kväveläckage och nitrathalter i grundvatten.

Inom jordbruksområdet har en rad förändringar sannolikt lett fram till ett lägre kväveläckage idag än under slutet av 1900-talet. Dessa förbättringar har emellertid inte ägt rum på alla gårdar varför en stor rumslig variation i kväveläckage även inom mindre områden kan förväntas. Upphållstiden i mark- och grundvattenzon kan vara betydande – från något eller några år till flera decennier. Det tar därför lång tid innan man kan se resultatet av förbättrade odlingsmetoder.

På SGU finns mycket data samlade om grundvattenkvalitet och jordartsgeologi. I detta projekt har information om grundvattenkvalitet ställts i relation till faktorer som akvifertyp, ytliga jordlagars genomsläpplighet, markanvändning, beräknat kväveläckage från odlad mark, nitratkänsliga områden och vattenskyddsområden.

Vattenkvalitetsdata finns från miljöövervakning, kommunala vattentäkter samt enskilda vattentäkter. De två första informationskällorna representerar i huvudsak områden utan påtaglig jordbrukspåverkan, medan de enskilda brunnarna i större utsträckning är belägna i jordbrukslandskapet. Markanvändningen i närheten av de olika provtagningsplatserna har översiktligt studerats vid några tillfällen, t.ex. i samband med fördjupade utvärderingar av miljökvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet*. I detta projekt har en mer omfattande analys av markanvändningen utförts. Avståndet till åker eller betesmark har beräknats från Lantmäteriets Marktäckedata (Naturvårdsverket 2014) med hjälp av GIS-analys.

Projektet har till lika delar finansierats av Jordbruksverket och Sveriges geologiska undersökning (SGU dnr 000703-2013). Värdefulla synpunkter på rapporten har getts av Magnus Bång, Jordbruksverket samt Gustav Sundén och Lars Rodhe, SGU.

MÅL

Målet är att genom en genomgång och analys av SGUs databaser, information om markanvändning, geologi och kväveläckage skapa en bild av omfattningen av kväveläckage från jordbruk, vilka områden som är berörda och förändringar över tiden samt att beskriva osäkerhet och luckor i material och bedömning.

BAKGRUND

Kväve är i de flesta ekosystem ett bristämne under naturliga förhållanden. Tillgängligt kväve tas upp av växtligheten vilket leder till att halterna i markvattnet under rotzonen och i grundvattnet är låga. I jordbruksmark som gödslas är förhållandena annorlunda. En större mängd kväve är i omlopp jämfört med i de flesta naturliga ekosystem och en del av detta kväve kan lakas ut. Sandjordar är mer känsliga för utlakning än lerjordar. Kväve i form av nitratjoner är lätttröligt och när de väl passerat rotzonen kommer nitratjonerna fortsätta ner till grundvattnet. Detta innebär att nitralthalterna i grundvattnet blir höga.

I grundvattenzonen kan halterna av nitrat minska främst genom olika reduktionsprocesser (redoxprocesser) i syrefattig eller syrefri miljö, varvid kvävgas bildas. Dessa processer är sannolikt en starkt bidragande orsak till att bergborrhade brunnar oftast har lägre nitralthalter än grävda brunnar. Andra orsaker kan vara att de är bättre skyddade från ytligt nybildat grundvatten och lokala föroreningskällor och i stället kan utnyttja äldre grundvatten från ett större område.

Vid nitralthalter över 20 mg/l klassificeras dricksvatten som tjänligt med anmärkning vilket innebär att åtgärder bör vidtas. Åtminstone bör orsaken till de höga halterna undersökas och det bör fastställas om åtgärder behövs för att inte halterna ska öka ytterligare. Vid halter över 50 mg/l nitrat bedöms vattnet vara otjänligt som dricksvatten (Livsmedelsverket 2011, 2014). Denna nivå överskrids framför allt i grävda brunnar i jordbruksområden.

Höga nitralthalter bidrar även till övergödning av ytvatten, både direkt och sannolikt också genom att sätta igång geokemiska processer som mobiliserar fosfor i marken vilket bidrar till övergödning av ytvatten och våtmarker (Smolders m.fl. 2010).

I södra Sverige är luftdepositionen av kväve relativt hög men huvuddelen av detta kväve tas upp av vegetationen och innebär normalt inget problem för grundvattnet. Förutom jordbruk, inklusive djurhållning, kan kväve komma från gödsling av skogsmark eller (enskilda) avlopp.

I Danmark har man under många år arbetat med att kartlägga nitralthalterna i grundvattnet (Ernstsen m.fl. 2001). För att kunna bedöma reduktionskapaciteten har man också kartlagt den så kallade redoxgränsen, dvs. gränsen mellan oxiderade och reducerade jordlager (Videncentret for Landbrug 2012). Ovanför redoxgränsen är nitratjonen stabil och höga nitralthalter kan förekomma i grundvattnet medan nitralthalterna oftast är låga under redoxgränsen i samma område. Redoxgränsen ligger i Danmark på 1–5 m djup i lerjordar medan den i sandjordar normalt ligger betydligt djupare, 5–30 m under markytan (Knudsen 2012). Gränsen är fastställd utifrån analyser av halten organiskt material och pyrit vid borrningar. Det kan också vara möjligt att skilja de olika typerna av jordlager med ledning av färgen. Oxiderade sediment är gula, röda eller bruna medan reducerade är grå (Hansen & Thorling 2008).

SGUS DATABASER

I detta projekt har tre olika databaser vid SGU med uppgifter om grundvattenkvalitet använts.

Vattentäktsarkivet

I Vattentäktsarkivet samlas analysresultat och andra uppgifter från kommunala vattentäkter. En genomgång av de kommunala vattentäkternas råvattenanalyser har utförts. Analyser finns främst från 1990-talet och framåt. Det är ett mycket stort material med drygt 200 000 analysprotokoll.

Parameteruppsättningen vid analyserna varierar kraftigt. I detta arbete har fokus varit på nitratanalyser. Antalet nitratanalyser från en och samma vattentäkt varierar, från en enda analys till 792 analyser under perioden 2010–2012. Totalt fanns 7412 nitratanalyser för perioden vilket innebär att drygt 10 % av alla nitratanalyser kom från en enda vattentäkt. I genomsnitt finns 4 råvattenanalyser av nitrat från varje vattentäkt (medianvärde). Det finns ingen uppenbar koppling mellan antalet analyser och eventuella nitratproblem. Vattentäkten med de många nitratbestämningarna har genomgående låga nitrathalter medan det finns vattentäkter med höga halter som endast analyserat nitrat vid ett eller två tillfällen. Från en del vattentäkter finns nitratanalyser från de olika brunnarna inom vattentäktområdet, från andra finns analyser endast från en brunn eller blandprov från flera brunnar (inkommande råvatten till vattenverket). I en stor andel av vattentäkterna har nitrat inte analyserats i råvattnet, åtminstone har eventuella analyser inte kommit SGU tillhanda. Sammantaget finns nitratanalyser av råvattnet från 780 grundvattentäkter från 2010–2012, dvs. från ca 44 % av de kommunala grundvattentäkterna. Som jämförelse kan nämnas att det för samma period finns råvattenanalyser för olika parametrar från ca 73 % av vattentäkterna. Vid ca 30 % av grundvattentäkterna har man således utfört analys av råvattnet utan att inkludera nitrat i vattenanalysen.

Insamlingen av vattenanalyser startade först 2003 men en hel del prover från 1990-talet har lämnats i efterhand (Vikberg m.fl. 2014). Analysmaterialet har aggregerats på olika sätt, bl.a. har årsmedelvärden för varje vattentäkt beräknats. Dessa årsmedelvärden har i sin tur använts för att beräkna decenniemedelvärden för 1990-talet, 2000-talet och 2010-talet (dvs. perioden 2010–2012).

I figur 1–2 redovisas andelen kommunala vattentäkter där åtminstone en nitratanalys av råvatten finns tillgänglig för de olika decennierna. Andelen har beräknats med utgångspunkt från de kommunala vattentäkter (1978 stycken fördelat på 1664 grundvattentäkter, 120 grundvattentäkter med konstgjord infiltration och 194 ytvattentäkter) som idag finns i Vattentäcksarkivet vid SGU, utan hänsyn till att mindre förskjutningar i antalet vattentäkter har skett i och med att vattentäkter tillkommer respektive läggs ned. Man kan se att från 1990-talet (dvs. innan insamlingen kom igång) finns nitratanalyser från ca 24 % av vattentäkterna. Från 2000-talet är andelen betydligt större och nitratanalyser finns åtminstone från något tillfälle från 72 % av vattentäkterna medan det för 2010-talet hittills endast finns någon nitratanalys från 44 % av de vattentäkterna. Att det ännu finns så få analyser från 2010-talet visar att man vid många vattentäkter inte låter utföra nitratanalys varje år utan mer sällan.

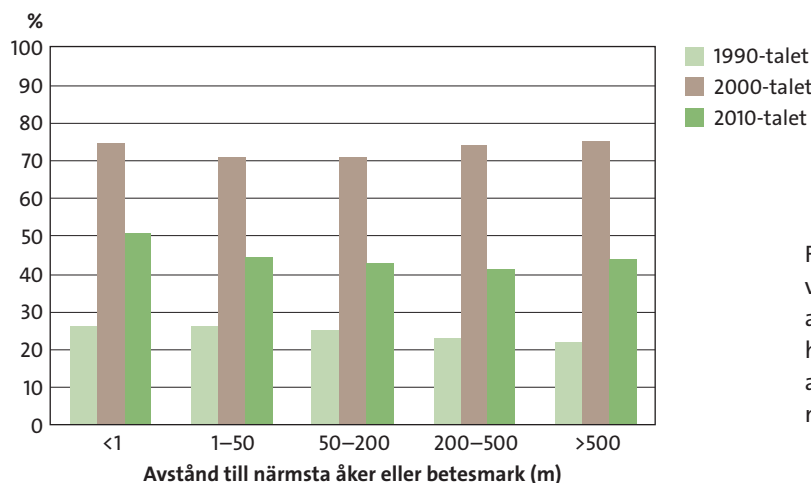
För att undersöka om kommunerna oftare tar nitratprov i vattentäkter i jordbruksområden visas andelen kommunala vattentäkter med analys uppdelat efter avstånd till närmsta jordbruksmark i figur 1. Åtminstone på 2010-talet förefaller nitratanalys något oftare ha gjorts vid vattentäkter i omedelbar anslutning till åkermark. I figur 2 visas analyserna från 2010-talet med uppdelning efter vattentäktstyp. I dessa figurer ingår således även ytvattentäkter.

I denna rapport kommer efter dessa figurer endast grundvattentäkter (inklusive grundvattentäkter med konstgjord infiltration) att redovisas.

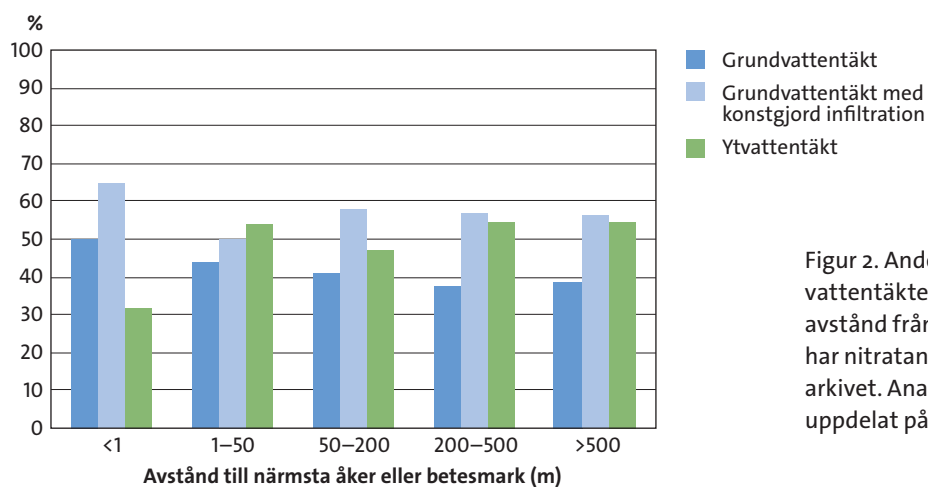
Miljöövervakning

SGU bedriver nationell miljöövervakning på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (HaV). I det nationella programmet ingår ca 500 provtagningsplatser vilka utgörs av källor, grundvattenrör och vattentäkter. Provtagningen sker i två typer av provtagningsprogram, ett där provtagning sker flera gånger per år (trendstationer) och ett där provtagning sker vart sjätte år (omdrevsstationer).

SGU är även datavärd för den regionala miljöövervakningen av grundvatten (Sundén & Maxe 2014). De regionala programmen kan ha olika inriktning och syftet med provtagningarna kan vara flera, såsom screeningprovtagning, verifieringsprovtagning eller källinventeringar.



Figur 1. Andelen av kommunala vattentäkter på olika beräknade avstånd från jordbruksmark som har nitratanalys i Vattentäcksarkivet. Uppdelat per provtagningsdatum (decennium).



Figur 2. Andelen av kommunala vattentäkter på olika beräknade avstånd från jordbruksmark som har nitratanalys i Vattentäcksarkivet. Analyser från 2010-talet uppdelat på vattentäktstyp.

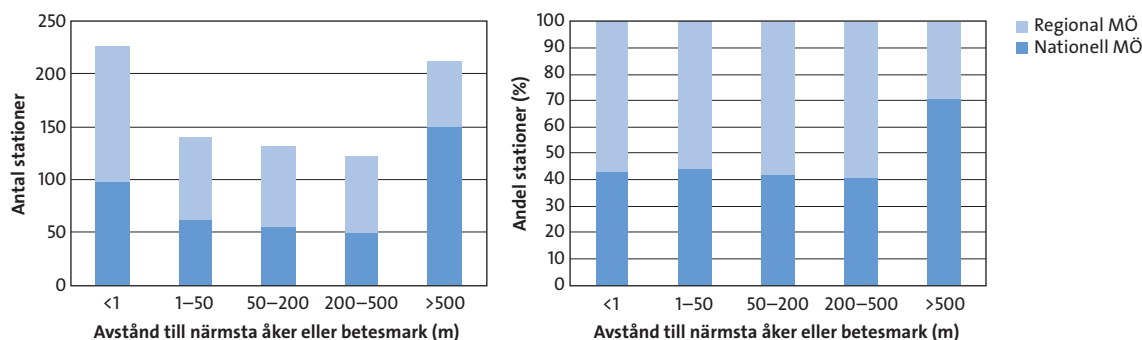
I denna redovisning har inte tagits hänsyn till syftet vid sammanställningarna utan det är den totala mängden analyser som lagrats hos SGU som finns med här. Ett fåtal av de stationer som ingår i den nationella miljöövervakningen provtas även inom den regionala miljöövervakningen.

I denna sammanställning har huvudsakligen den övervakning där nitratanalys ingått under perioden 2010–2012 och där det finns uppgift om läge och provtagningsdatum inkluderats. Detta ger sammantaget 832 stationer, varav 415 inom den nationella och 417 inom den regionala miljöövervakningen. Av stationerna ligger 320 inom ett nitratkänsligt område medan 512 ligger i övriga Sverige. Nitratanalyser finns från ett till tolv tillfällen från de tre år som omfattas. Det är vanligast att endast ett enda prov tagits under hela perioden (vid 465 stationer). Det är också relativt vanligt att två prov tagits (152 stationer). Vid ett begränsat antal stationer utförs provtagning mer frekvent vilket ger ett genomsnitt av 2,7 prov per station.

Det framgår att många stationer ligger i omedelbar anslutning till eller inom jordbruksmark. Stationerna inom den nationella övervakningen tenderar dock att i större utsträckning ligga längre från jordbruksområden (fig. 3).

Kemiarkivet

De flesta provpunkterna har hämtats från Kemiarkivet vid SGU. Det innehåller i huvudsak analyser från enskilda vattentäkter, både bergborrade brunnar och brunnar i jordlager, samt även en del källor. Brunnarna har vanligtvis endast provtagits vid ett tillfälle. I de fall flera prov



Figur 3. Nationell och regional miljöövervakning (MÖ) vid stationer där nitratanalys ingår i undersökningsprogrammet.

har tagits är det ändå svårt att fastställa att de verkligen kommer från en och samma brunn. Alla analysdata har därför behandlats som om de representerade olika mätplatser.

Analyserna är av skiftande ålder och härrör från provtagningar utförda i samband med SGUs kartläggningsverksamhet, från försurningsundersökningar, brunnsborrningar och från olika specialundersökningar. I samband med ett s.k. tillsynsprojekt inriktat på enskild vattenförsörjning som Socialstyrelsen genomförde 2007, i samarbete med SGU, har ett betydande antal analyser, med brunnsägarens tillstånd, tillförts SGU direkt från analyslaboratorierna. Insamlingen till Kemiarkivet har fortsatt även efter att tillsynsprojektet avslutades. Även om insamlingen fortfarande pågår har analyser av resursskäl inte hämtats till SGU för inlagring under de senaste åren. Därför finns inga nyare data än från 2009 (se figur 4).

I några fall har även decenniemedelvärden från miljöövervakning tagits med. Dessa utgör dock en mindre datamängd – ca 1000 punkter, jämfört med materialet i Kemiarkivet som omfattar ca 28 000 nitratanalyser.

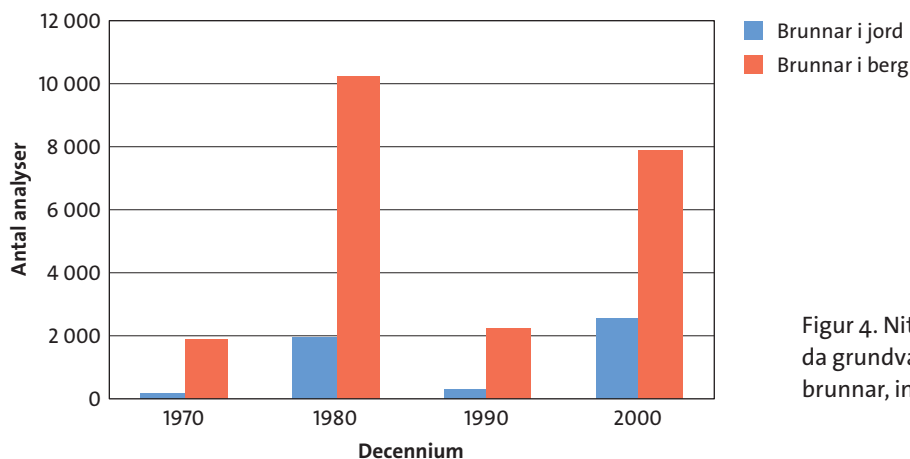
Av figurerna 4 och 5 framgår att huvuddelen av analyserna kommer från bergborrade brunnar. I Sverige är det vanligast med bergborrade brunnar – ungefär två tredjedelar av hushåll med egen vattenförsörjning vid permanentbostad har bergborrade brunn (Maxe 2007). Till detta kommer att det i analysmaterialet också finns ett stort antal analyser från nyborrade brunnar i berg.

Av figur 5 framgår att det är vanligt med analyser från brunnar i eller nära åkermark. Det bör dock observeras att för många analyser har lägesbestämning gjorts utifrån fastighetsbeteckning vilket ger en ganska stor osäkerhet, speciellt vid stora fastigheter.

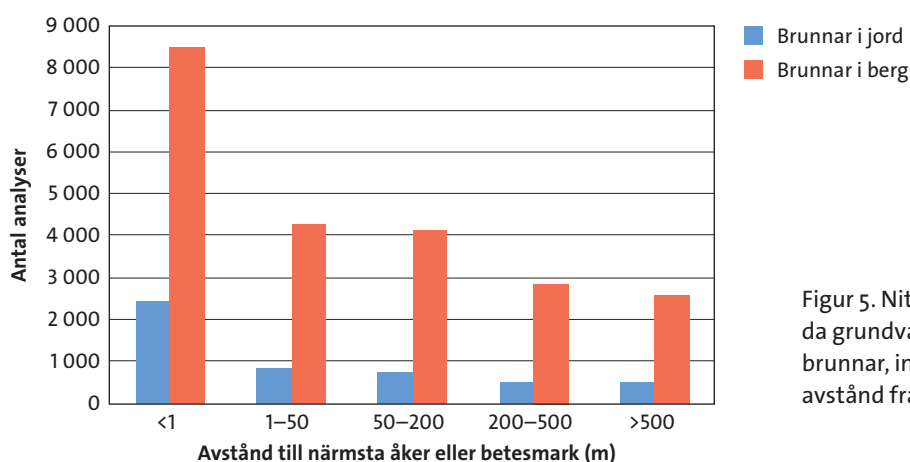
NITRATLÄCKAGE FRÅN JORDBRUKSMARK

En översiktlig beräkning av vilka nitrathalter i grundvattnet som kväveläckaget från jordbruksmark ger upphov till har gjorts genom att kombinera beräkningar från SMED (SvenskaMiljö EmissionsData) om kväveläckage från jordbruksmark (Blombäck m.fl. 2011) med uppgifter om avrinning (fig. 6).

SMED anger värden för kvävebelastningen från jordbruksmark per delavrinningsnivå. Dessa värden har räknats om med hjälp av uppgifter i SMED om arealen jordbruksmark i delavrinningsområdet samt med uppgifter om medelavrinningen från varje delavrinningsområde. Avrinningen, dvs. den nederbörd som inte avdunstar eller tas upp av växterna, har sedan använts som ett ungefärligt mått på grundvattenbildningen. Kväveläckaget har sedan beräknats genom att den mängd kväve som beräknats komma från jordbruksmark har delats med grundvatten-



Figur 4. Nitratanalyser i enskilda grundvattentäkter (privata brunnar, inklusive källor).

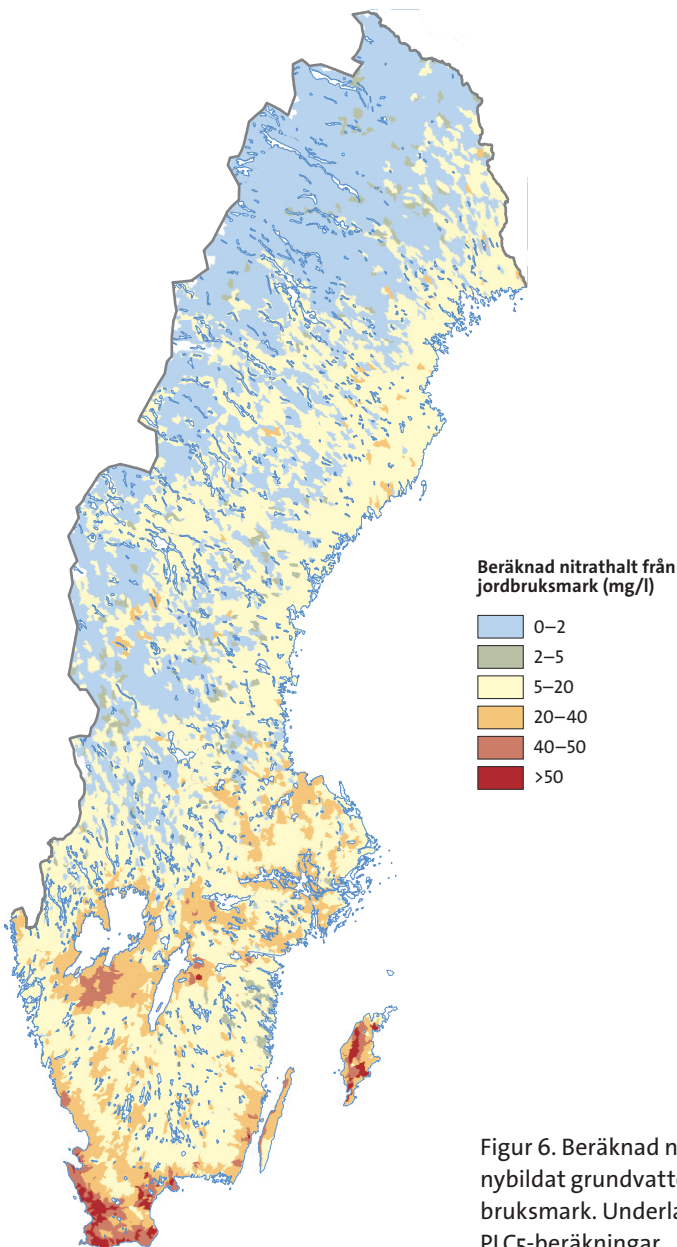


Figur 5. Nitratanalyser i enskilda grundvattentäkter (privata brunnar, inklusive källor) på olika avstånd från jordbruksmark.

bildningen vilket ger en medelhalt för all jordbruksmark inom delavrinningsområdet. I många jordbruksområden kommer en stor andel av nederbördsvattnet att direkt föras bort till ytvatten drag genom ytavrinning på markytan eller genom dikessystem men för den andel som infiltrerar och bildar grundvatten representerar denna beräknade halt medelhalten i grundvatten om inte andra processer, såsom denitrifikation, är aktiva. För att underlätta jämförelser med uppmätta halter i grundvatten anges de beräknade medelhalterna som mg nitrat per liter.

I figur 6 syns att i en del områden, framför allt i Skåne, Gotland och Västra Götaland, är det beräknade medelläckaget från jordbruksmark större än 50 mg/l. Eftersom värdena som redovisas är medelvärden för all jordbruksmark inom delavrinningsområdet kan kväveläckaget från enskilda åkrar ge såväl mycket lägre som mycket högre nitrathalt i grundvattnet.

En jämförelse med uppmätta nitrathalter i enskilda brunnar redovisas i figur 7. I diagrammen har ingen hänsyn tagits till om brunnen verkligen ligger nära jordbruksmark. Det framgår att halterna i framför allt brunnar i jordlagren trots detta visar en tydlig samvariation med det beräknade medelläckaget som redovisas i kartan i figur 6. Områden med hög beräknad nitrathalt i det nybildade grundvattnet i jordbruksmark är i regel också områden med stor andel jordbruksmark vilket kan bidra till samvariationen. Det är större sannolikhet att vattnet i en brunn i t.ex. Skåne kommer från jordbruksmark än att en brunn i t.ex. Norrbotten med genomgående lägre beräknat läckage i huvudsak får vatten från jordbruksmark. Det framgår också att mycket få analyser kommer från glesbebodda områden där läckaget från den jordbruksmark som finns



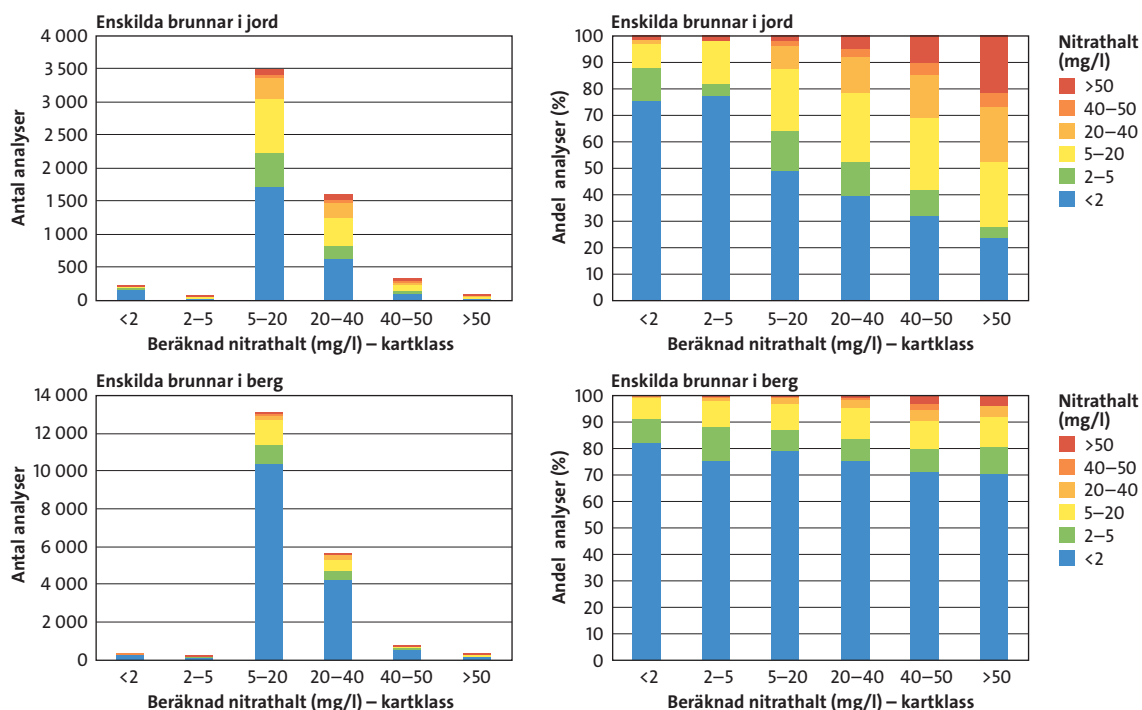
Figur 6. Beräknad nitrathalt i nybildat grundvatten i jordbruksmark. Underlag från SMEDs PLC5-beräkningar.

beräknas vara litet. Ungefär hälften av analyserna kommer från de gula områdena på kartan. Inom de gula områdena har omkring hälften av analyserna från brunnarna i jordlager nitrathalter över 2 mg/l vilket kan betraktas som en bakgrundsnivå.

NITRAT FRÅN ENSKILDA AVLOPP

Avloppsvatten innehåller mycket kväve, ca 14 gram kväve per person och dygn (Havs- och vattenmyndigheten 2013). Detta innebär att infiltrationsanläggningar för enskilda avlopp och läckande avloppsledningar kan medföra höga kvävehalter i grundvattnet. Om vattenförbrukningen per person och dygn är 160 liter ger detta en halt i avloppsvattnet på N-tot på 90 mg/l.

Mycket av detta kväve föreligger i organiskt bunden form eller som ammonium och en del denitrifieras sannolikt snabbt i den syrefattiga miljö som byggs upp i avloppsanläggningar



Figur 7. Nitrathalter i enskilda grundvattentäkter i områden med olika beräknad medelnitrathalt i grundvattenbildning i jordbruksmark. Jämför med kartan i figur 6. Data från Kemiarkivet.

men om allt skulle finnas som nitrat skulle halten i avloppsvattnet bli cirka 400 mg/l nitrat. Hur stor reduktion av kväve som uppnås i olika avloppsanläggningar är oklart. I de föreslagna nya föreskrifterna för enskilda avlopp krävs minst 30 % reduktion (Havs- och vattenmyndigheten 2013).

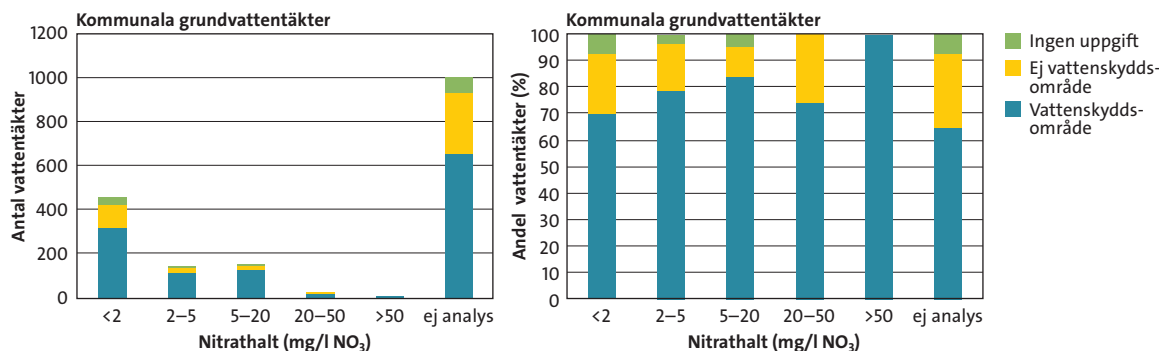
Avloppsanläggningar får inte läggas så att de förorenar dricksvattenbrunnar. Det är dock inte ovanligt att framför allt grävda brunnar är bakteriellt förorenade, sannolikt oftast av avloppsvatten men även andra källor som djur och stallgödselhantering kan förekomma. Förhoppningsvis är det endast en mindre del av avloppsvattnet som når en dricksvattenbrunn och det innebär att det späds ut med rent grundvatten.

GRUNDVATTENSKYDD OCH NITRAT

Det finns flera olika typer av skydd mot för höga nitrathalter i grundvatten. De allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken innebär ett generellt skydd för grundvattnet och brunnar. Vattenskyddsområden och utpekande som grundvattenförekomst inom vattenförvaltningsarbetet kan ge de större grundvattentäkterna och grundvattenförekomsterna ett skydd. Därutöver ger nitratdirektivet ett specifikt skydd mot för höga nitrathalter i allt grundvatten inom de avgränsade, nitratkänsliga områdena.

Vattenskyddsområde

Vattenskyddsområden finns vid ca 65 % av de kommunala grundvattentäkterna. I figur 8 redovisas nitrathaltsfördelningen i kommunala grundvattentäkter med eller utan vattenskyddsområden. För en del vattentäkter saknas uppgift om vattentäkten har ett fastställt vattenskyddsområde. Av figuren framgår att för några av vattentäkterna med påtaglig nitratpåverkan har vattenskyddsområdena tydligen inte haft någon avgörande effekt. Detta skulle förutom otill-



Figur 8. Nitrathalter i kommunala grundvattentäkter med respektive utan vattenskyddsområde. Medelvärde för 2010–2012.

räckliga restriktioner även kunna bero på att vattenskyddsområdet är nytt och att omsättnings-tiden i grundvattenmagasinet är relativt lång. Detta har dock inte undersökts vidare.

Grundvattenförekomster

Områden där större mängder grundvatten kan tas ut och användas som dricksvatten omfattas av vattendirektivet (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område) och dess dotterdirektiv, grundvattendirektivet (Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/118/EG av den 12 december 2006 om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring). I denna sammanställning har ingen utvärdering gjorts av om någon grundvattenförekomst inte uppnår eller riskerar att inte uppnå god status på grund av nitratförorening. För sådana förekomster ska miljö kvalitetsnorm sätts för nitrat för förekomsten och åtgärdsprogram utarbetas för att säkerställa att miljö kvalitetsnormen inte överskrids.

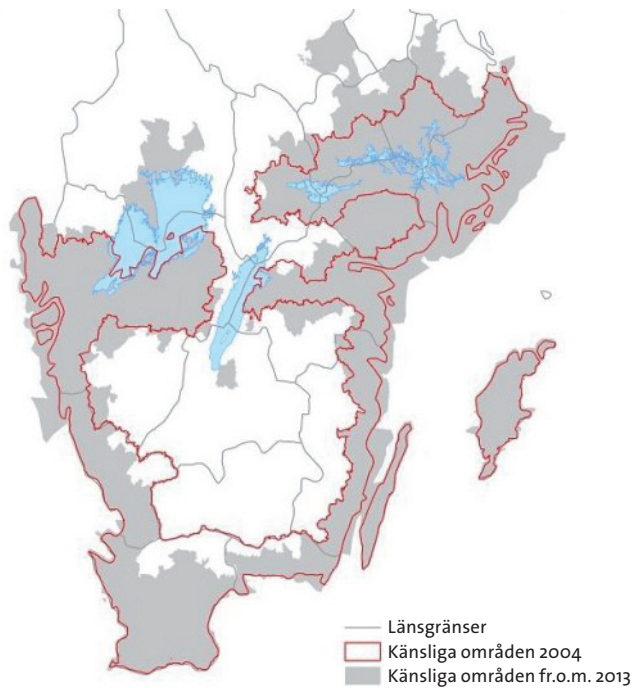
Nitratkänsliga områden

Nitratdirektivet (Rådets direktiv 91/676/EEG om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket) syftar till att minska jordbrukets påverkan av nitrater på yt- och grundvatten. För grundvatten gäller att nitrat halten inte får överstiga eller riskera att överstiga 50 mg/l. För att uppfylla nitratdirektivets krav har Sverige avgränsat s.k. nitratkänsliga områden. Dessa har reviderats vid ett flertal tillfällen. I figur 9 visas de områden som för närvarande gäller.

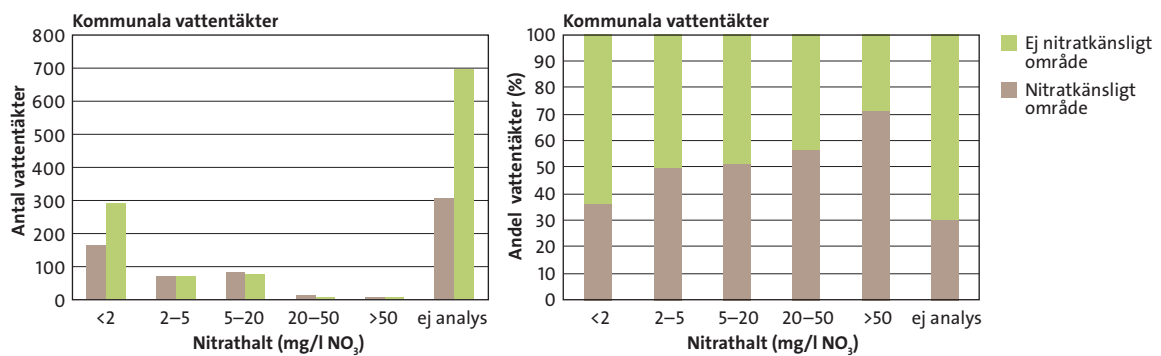
Till skillnad från grundvattendirektivet, som främst gäller de större grundvattenförekomsterna, gäller nitratdirektivet allt grundvatten i de områden som avgränsats som nitratkänsliga.

Det är få kommunala grundvattentäkter som har nitrat halter som innebär att vattnet är tjänligt med anmärkning eller otjänligt som dricksvatten. Eftersom det är svårt att behandla vatten för att ta bort nitrat har kommunala vattentäkter med höga halter ofta i stället tagits ur drift. De få som finns kvar visar dock på att åtgärder för att minska belastningen ännu inte har haft tillräcklig effekt. Några av vattentäkterna med påtagliga nitratproblem ligger utanför det avgränsade nitratkänsliga området (fig. 10).

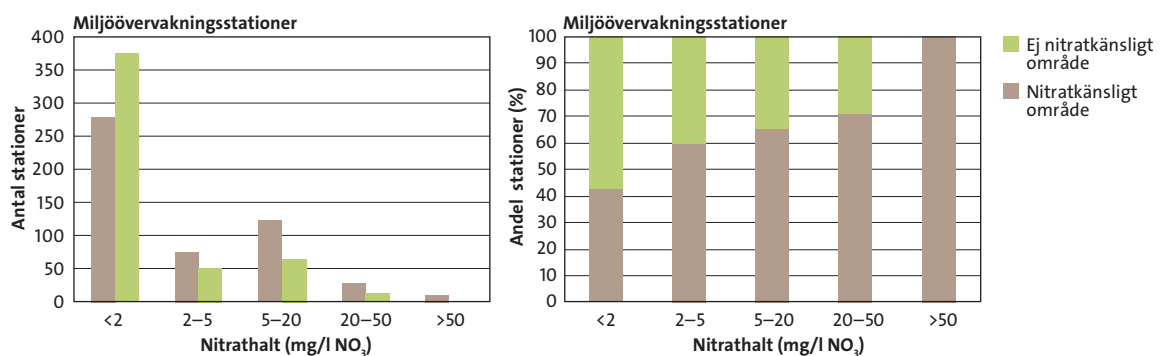
Som nämndes gäller nitratdirektivet inte bara de stora kommunala vattentäkterna utan även annat grundvatten. I figur 11 visas resultat från miljöövervakningen. För miljöövervakningsstationerna är det tydligt att nitratpåverkan är större i de nitratkänsliga områdena än utanför. De flesta av övervakningspunkterna representerar jordakviferer som i sig är mer känsliga för nitratpåverkan än djupare liggande berggrundvatten.



Figur 9. Nitratkänsliga områden. Källa: Jordbruksverket.



Figur 10. Nitrathalter i kommunala grundvattentäkter i respektive utanför de nitratkänsliga områdena. Råvattenanalyser från 2010–2012. Data från Vattentäktsarkivet.



Figur 11. Nitrathalter i grundvattnet vid stationer för miljöövervakning i respektive utanför de nitratkänsliga områdena. Data från nationell och regional miljöövervakning.

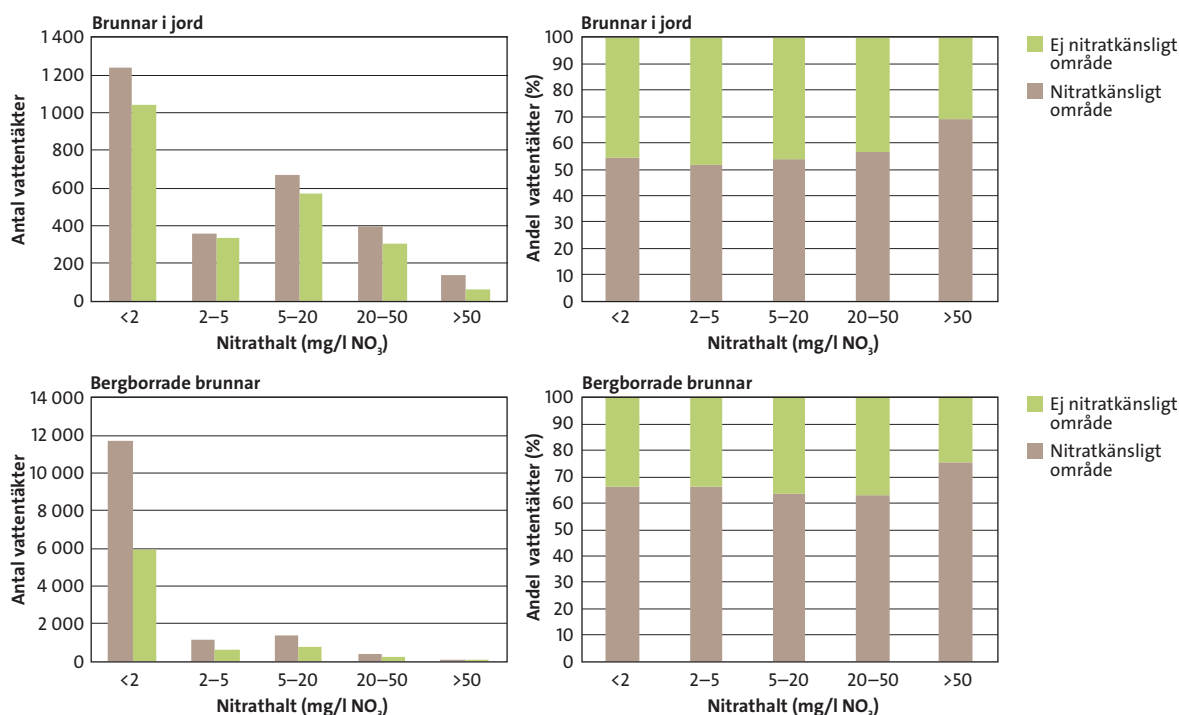
Till skillnad från i de kommunala vattentäkterna och i resultaten från miljöövervakningen ses knappt någon skillnad i nitrathalt för grundvatten från enskilda brunnar inom och utanför de nitratkänsliga områdena. Nitralthalterna är med undantag för de allra högsta halterna, ungefär lika höga i som utanför de nitratkänsliga områdena (fig. 12).

NITRATHALTER I OLIKA GEOLOGISKA MILJÖER

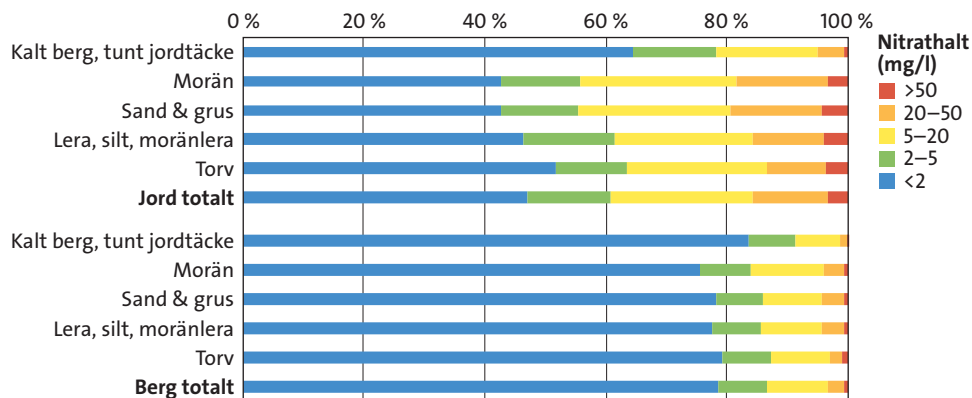
Nitratläckage från jordbruksmark är generellt större i sandiga jordar än i lerjordar. Detta mönster framträder dock inte tydligt när jordarten vid brunnen eller miljöövervakningsstationen jämförs med nitrathalten i grundvattnet. Förutom att nitralthalterna i allmänhet är lägre i områden med tunna jordlager så är inga tydliga skillnader uppenbara vid denna grova jämförelse. Detta kan sannolikt delvis bero på att i det ofta småbrutna landskapet är de geologiska förhållandena omväxlande och kan vid provplatsen skilja från de i tillrinningsområdet. De lägre halterna i områden med tunna jordarter beror sannolikt på att dessa områden, ofta höjdområden, domineras av skogsmark, se figur 13.

Figur 13, som bygger på SGUs jordartskartläggning, visar jordartsförhållandena på cirka 50 cm djup, dvs. under den zon som är direkt påverkad av markprocesser. För att få ett bättre underlag för bl.a. modellering av växtnäring förluster har Jordbruksverket nyligen låtit sammanställa äldre markanalyser och även kartlagt matjorden i Sveriges åkermark (Jordbruksverket 2014). Resultatet finns tillgängligt som kartfiler med en upplösning på 1 × 1 km²-rutor (se fig. 14).

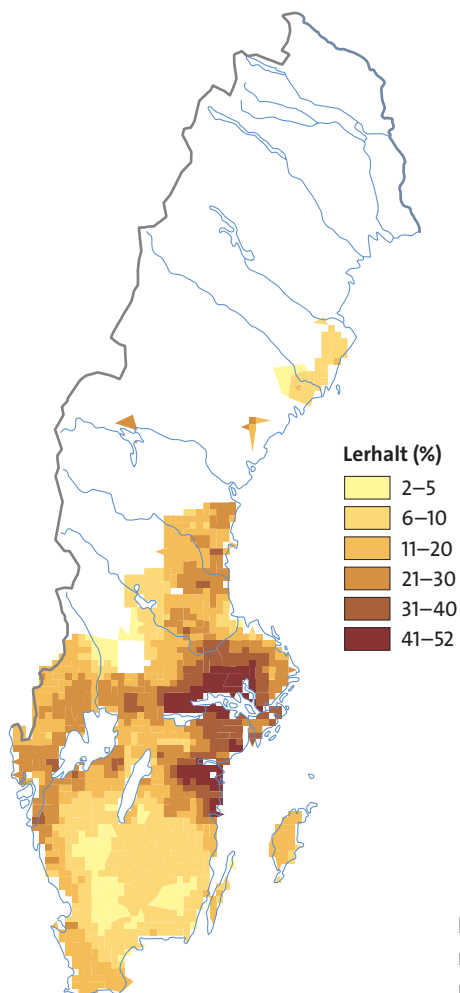
I figur 15 visas nitrathalten i grundvattnet vid olika lerhalt i matjorden. I såväl jordgrundvattnet som i berggrundvattnet är höga nitralthalter vanligare vid relativt låga lerhalter (upp till ca 10 %) i matjorden. Vid lerhalter däröver och upp till ca 33 % är halterna något lägre men förefaller sedan öka igen vid ytterligare högre lerhalt. Det är oklart vad detta beror på men möjliga förklaringar kan vara skillnader i odlingsinriktning på de styvare lerjordarna eller att sprick-



Figur 12. Nitralthalter i enskilda grundvattentäkter i respektive utanför de nitratkänsliga områdena. Data från Kemiarkivet.

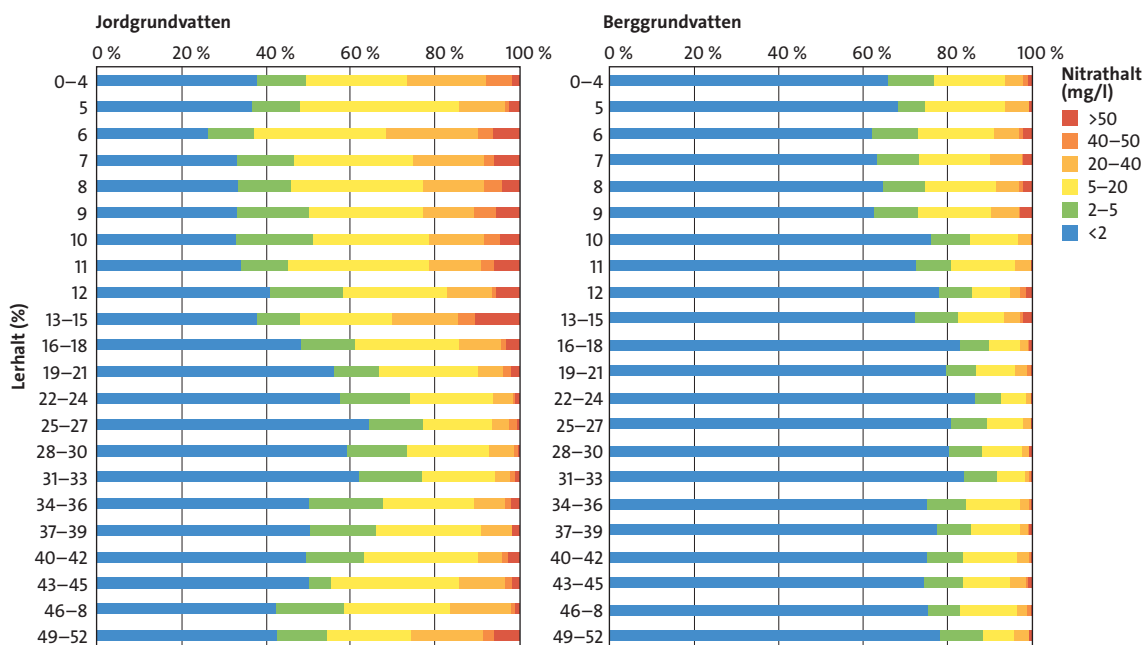


Figur 13. Nitratihalt i brunnar vid olika jordartsgeologiska förhållanden. Den övre delen visar brunnar i jordlager (oftast grävda brunnar eller källor) och den undre delen visar brunnar i berg. Data från Kemiarkivet samt nationell och regional miljöövervakning.



Figur 14. Lerhalt i matjorden (åkermark).

bildningar som kan leda ned nitrat mot grundvattnet lättare utbildas och består vid hög lerhalt. Det är bland annat kring Mälardalen de riktigt styva lerorna finns, se figur 14. Det har visat sig att SMED-beräkningarna för styva leror har en tendens att något underskatta kväveläckaget jämfört med uppmätta värden (Blombäck m.fl. 2012). Tillsammans med resultaten som redovi-



Figur 15. Nitrat halt i brunnar vid olika lerhalt i den odlade marken. Data från Kemiarkivet samt nationell och regional miljöövervakning.

sas i figur 15 skulle detta kunna indikera att kväveläckaget faktiskt inte minskar med lerhalten i riktigt styva leror.

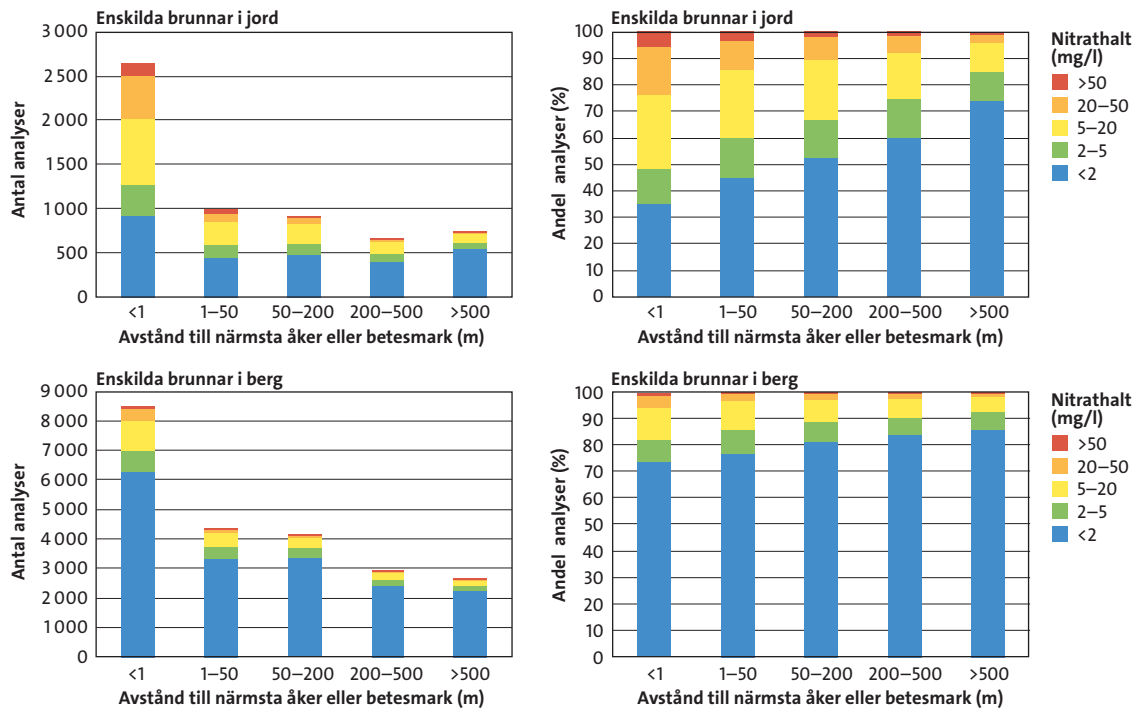
NITRATHALT OCH AVSTÅND TILL JORDBRUKSMARK

I figur 16 redovisas nitrat halterna utifrån avstånd till åkermark. Det är egentligen oklart i vilken utsträckning de olika provtagningspunkterna påverkas av närheten till jordbruksmark eftersom ingen utvärdering av grundvattnets strömningsriktning gjorts. Även provtagningspunkter i omedelbar närhet av åkermark kan få grundvatten från t.ex. ett skogsområde där nitrat halten är låg. Att närhet till jordbruksmark spelar roll framgår dock i figur 16, i synnerhet för brunnar i jordlagren.

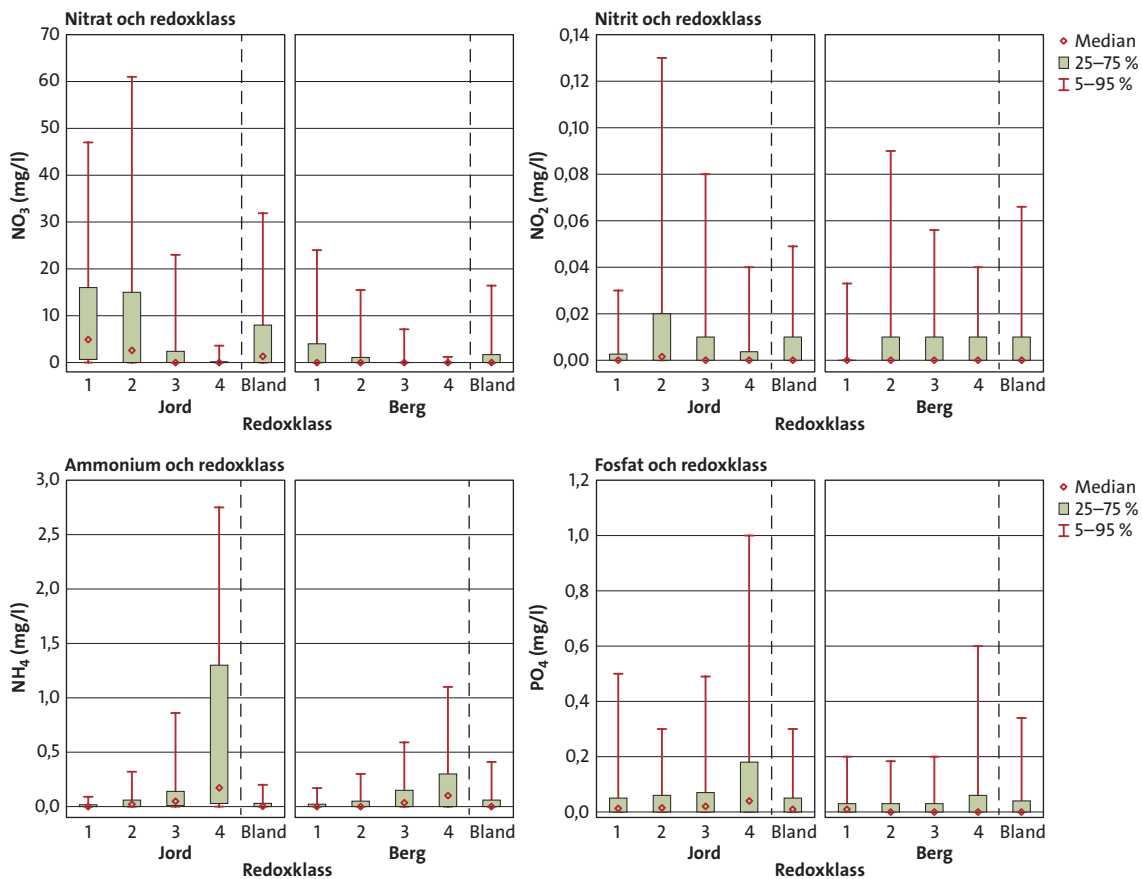
NITRATHALT OCH REDOX

Nitrat halten beror starkt på redoxförhållandena i grundvattnet. I detta avsnitt presenteras data-materialet med utgångspunkt från redoxklass. Redoxklassen definieras efter vilken kombination av ämnen som kan finnas lösta i grundvattnet vid en viss redoxpotential. I Sverige används halterna av järn, mangan och svavel (sulfat). Dessa ämnen förekommer allmänt i berggrund och jordarter och halten i grundvattnet beror främst på redoxförhållandena (SGU 2013). Man kan också mäta redoxpotentialen direkt i grundvattnet i fält men det är ofta svårt att få stabila värden.

I figur 17 visas redoxberoendet för nitrat. Av figuren framgår att förhöjda nitrat halter främst förekommer i redoxklass 1 och 2 (dvs. i aeroba vatten) samt i blandvatten. Blandvatten är definierat som grundvatten som inte är i redoxjämvikt. Detta beror ofta på att vatten med olika redoxstatus blandas i brunnen. Man kan också se att även om nitrat halterna generellt är lägre i berggrundvatten följer de samma mönster. Redoxklass 4, som kännetecknas av mycket låga redoxnivåer (där sulfat kan omvandlas till sulfid), är ovanligt i vatten som används som dricksvatten och där grundvattnet därmed omsätts. I figur 17 visas även hur kväveföreningarna nitrit (en intermediär som inte är stabil i grundvatten) och ammonium är beroende av redoxförhål-



Figur 16. Nitratanalyser i enskilda grundvattentäkter (brunnar och källor) på olika avstånd från åkermark. Data från Kemiarkivet samt nationell och regional miljöövervakning.



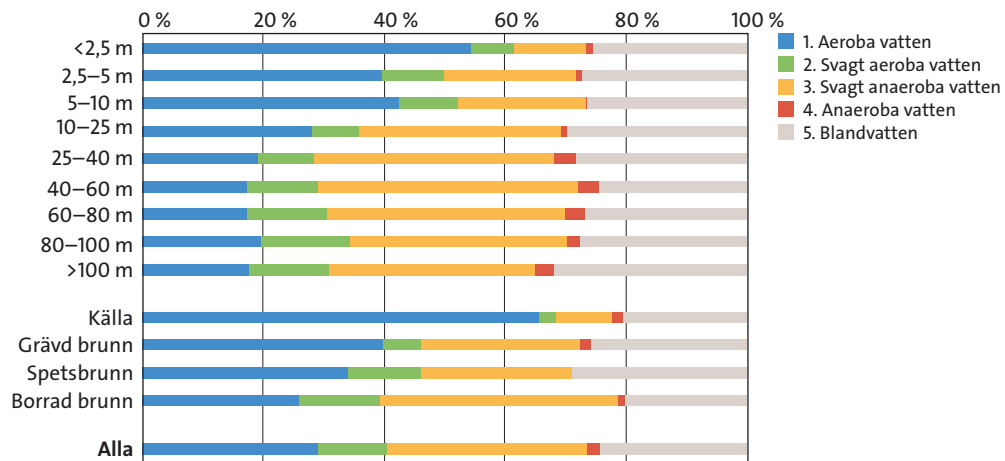
Figur 17. Redoxberoende för nitrat, nitrit, ammonium och fosfat i jord- och berggrundvatten. Data från Kemiarkivet samt nationell och regional miljöövervakning.

landena. Även fosfats redoxberoende visas. Fosfat går i lösning vid anaeroba förhållanden och det är tydligt att riktigt höga halter framför allt förekommer vid redoxklass 4 då fosfat genom olika processer kan frigöras från jordlager och berggrund. De generellt något högre halterna i jordgrundvatten än i berggrundvatten vid andra redoxnivåer kan eventuellt vara betingade av tillförsel genom gödsling av åkermark eller avloppspåverkan.

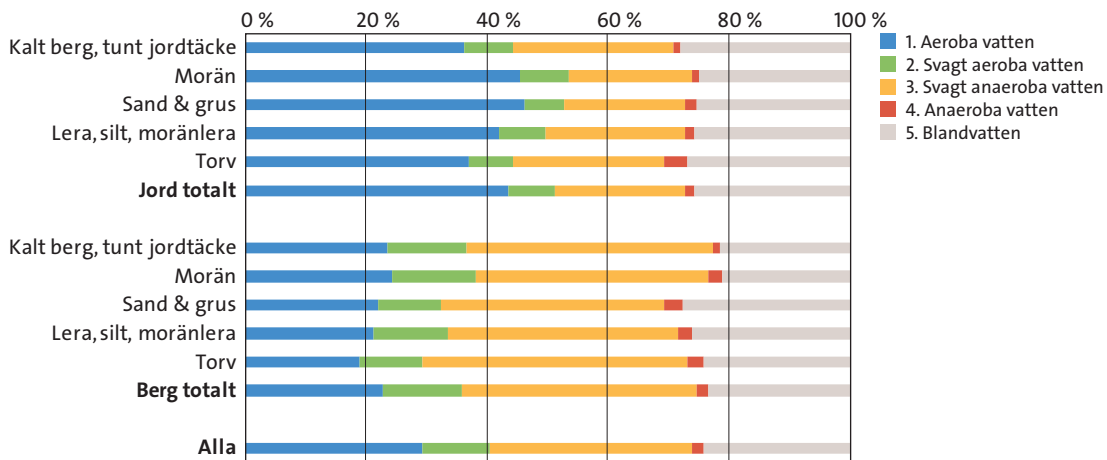
Redoxförhållanden – beroende av brunnsdjup och brunnstyp

Redoxpotentialen sjunker generellt med djupet allt eftersom tillgängligt syre och nitrat, om det finns tillgängligt, går åt för att bryta ned (oxidera) organiskt material. I figur 18 visas fördelningen med brunnsdjupet. Man kan se att under ett djup på 25 m är fördelningen mellan de olika redoxklasserna ganska konstant. I diagrammet finns även en redovisning med uppdelning på brunnstyp.

Redoxpotentialen kan också förmodas vara lägre i vatten med långsam omsättning och under täta jordlager. I figur 19 kan man se att detta till viss grad stämmer. I såväl bergborrade brunnar som i brunnar i jord är det vanligare med redoxklass 3 eller 4 i områden med torvmark



Figur 18. Redoxförhållanden vid olika brunnsdjup (övre delen av diagrammet) respektive brunnstyp (nedre delen av diagrammet). Data från Kemiarkivet samt nationell och regional miljöövervakning.



Figur 19. Redoxförhållanden vid olika jordarter. Den övre delen visar brunnar i jordlager (oftast grävda brunnar eller källor) och den undre delen visar brunnar i berg. Data från Kemiarkivet samt nationell och regional miljöövervakning.

Tabell 1. Redoxstatus i grundvatten i jord- respektive bergbrunnar. Data från Kemiarkivet och miljöövervakningen. Redovisningen är uppdelad på grundvattenkemisk region enligt Bedömningsgrunder för grundvatten (SGU 2013).

Region	1. Aeroba vatten	2. Svagt aeroba vatten	3. Svagt anaeroba vatten	4. Anaeroba vatten	5. Blandvatten	Antal prov
Brunnar i jord	%	%	%	%	%	
A. Sydsveriges sedimentära berggrundsområde	51,5	8,5	23,5	2,1	14,4	520
B. Sydsvenska högländet	45,1	9,9	21,6	1,3	22,1	2 446
C. Väst- och sydostkusten	34,9	8,7	26,8	0,9	28,7	1 054
D. Mellansveriges sedimentära berggrundsområde	53,2	6,5	23,1	1,1	16,1	186
E. Mellansvenska sänkan	33,8	7,9	26,0	2,7	29,6	1 397
F. Upplands kalkpåverkade område	48,3	4,5	21,9	0,6	24,6	484
G. Norrlandskusten	48,1	2,3	16,5	1,1	32,0	1 041
H. Sedimentära berggrundsområden i Dalarna och Jämtland	67,2	1,6	4,9	0,0	26,2	61
I. Urbergsområden inom norrlands-terrängen ovanför HK	45,5	8,6	14,1	1,7	30,1	771
J. Norra delarna av fjällkedjan	67,9	0,0	10,7	0,0	21,4	28
Jordbrunnar totalt	43,3	7,7	21,7	1,5	25,9	7 988
Bergborrade brunnar						
A. Sydsveriges sedimentära berggrundsområde	24,9	5,8	26,1	3,9	39,3	899
B. Sydsvenska högländet	21,2	16,5	42,7	2,3	17,2	2 412
C. Väst- och sydostkusten	20,7	13,5	43,8	0,6	21,4	1 438
D. Mellansveriges sedimentära berggrundsområde	7,7	7,3	35,6	1,5	47,8	531
E. Mellansvenska sänkan	20,4	14,0	39,8	2,2	23,7	4 559
F. Upplands kalkpåverkade område	28,9	13,8	38,3	0,6	18,4	4 105
G. Norrlandskusten	17,4	9,3	43,2	2,9	27,2	2 356
H. Sedimentära berggrundsområden i Dalarna och Jämtland	35,8	12,6	23,6	2,4	25,6	254
I. Urbergsområden inom norrlands-terrängen ovanför HK	27,2	13,3	28,7	4,8	26,0	857
J. Norra delarna av fjällkedjan	20,6	5,9	52,9	0,0	20,6	34
Bergborrade totalt	22,5	12,9	39,0	2,0	23,5	17 445

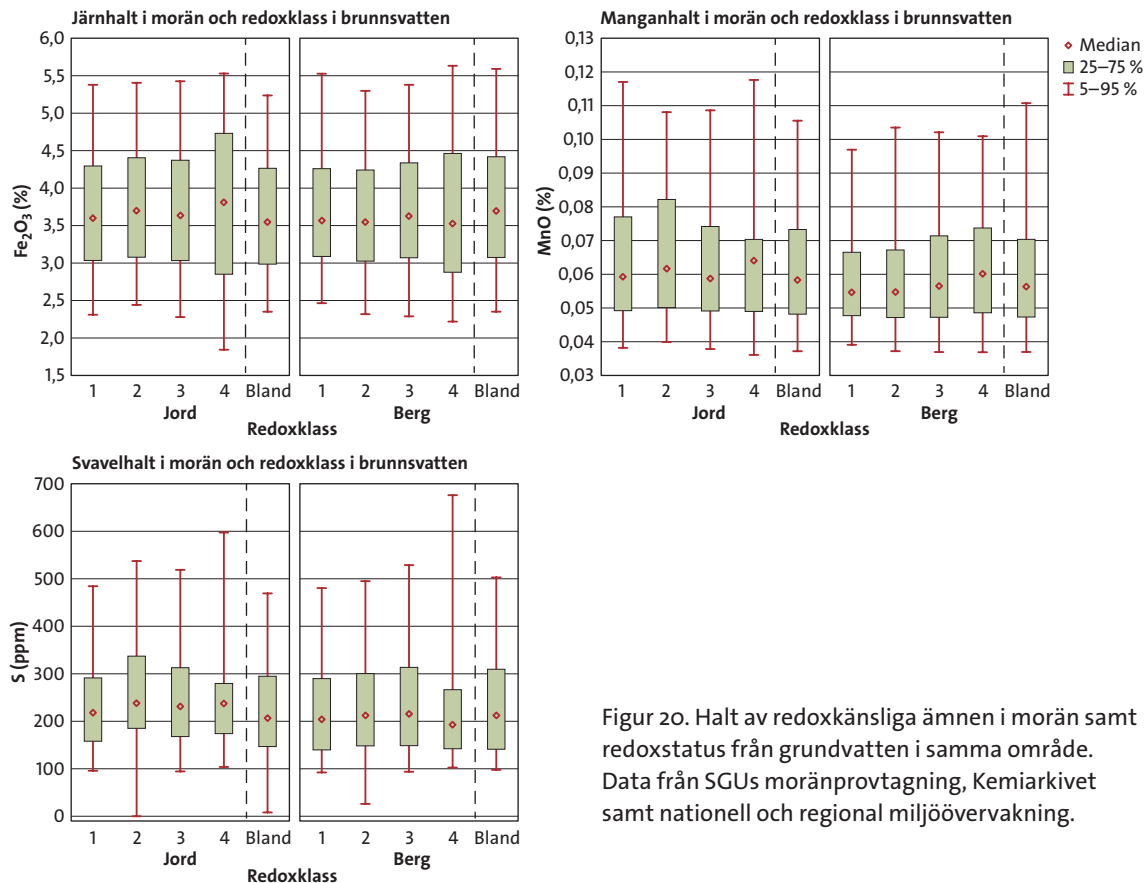
eller i sjönära lägen, men skillnaderna är inte stora. I brunnar i jordlagren är mer oxiderande förhållanden (redoxklass 1 eller 2) särskilt ofta förekommande i morän respektive sand- och grusområden. Däremot verkar inte förekomst av leriga jordarter ge lägre redoxpotential, åtminstone inte i denna grova jämförelse.

Redoxförhållanden – geografiska skillnader

I tabell 1 har provpunkterna delats upp efter grundvattenkemisk region (jämför Bedömningsgrunder för grundvatten, SGU 2013). Även om brunnar med hög respektive låg redoxpotential kan förekomma sida vid sida finns en del geografiska mönster, t.ex. verkar de ganska fåtaliga brunnarna med anaeroba vatten vara koncentrerade till vissa områden, t.ex. sydvästra Skåne.

Halter av redoxämnen i morän

Som visats är redox en viktig faktor för halten nitrat i brunnsvatten. Nitrat i grundvatten kan reduceras till kvävgas under syrefattiga förhållanden som uppstår när organiskt material bryts

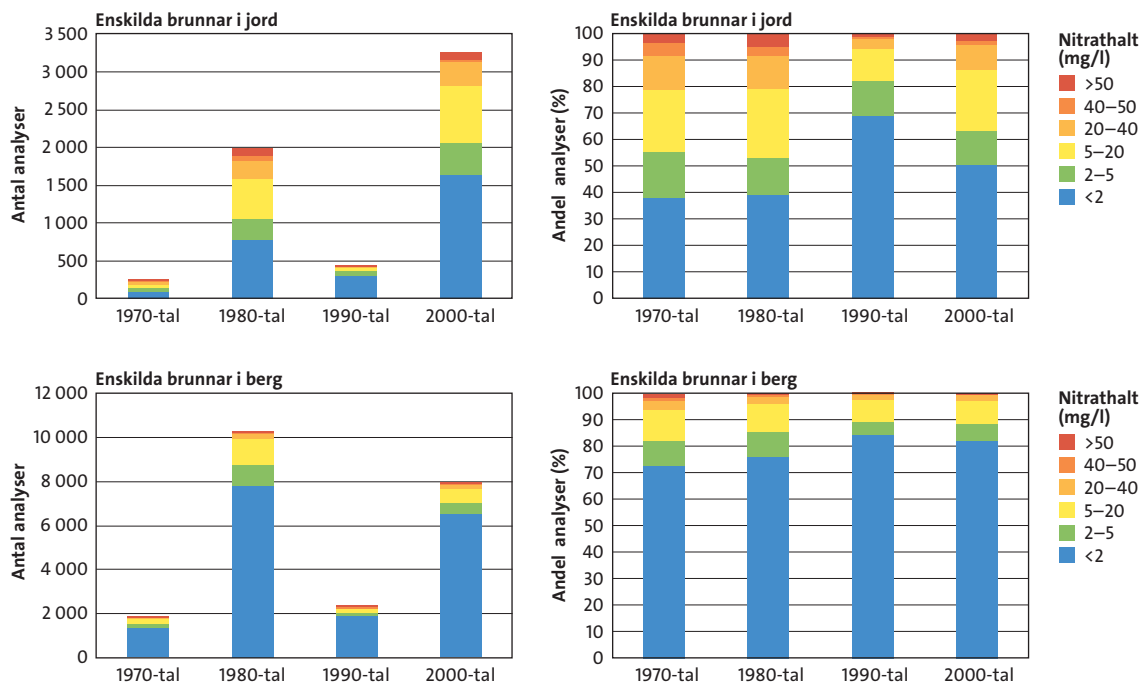


Figur 20. Halt av redoxkänsliga ämnen i morän samt redoxstatus från grundvatten i samma område. Data från SGUs moränprovtagning, Kemiarkivet samt nationell och regional miljöövervakning.

ned (oxideras). På samma sätt som syre åtgår vid nedbrytningen kan nitrathalten reduceras. Dessa processer fortgår framför allt i ytligt grundvatten – på större djup är halten av lätttoxiderat organiskt material vanligtvis låg. I stället kan reduktionen av nitrat fortsätta med hjälp av löst (tvåvärt) järn och mangan. Halterna av järn och mangan i lösning är emellertid låga jämfört med den mängd nitrat som vanligtvis tillförs genom läckage från jordbruksmark.

Om järnsulfid (pyrit) finns närvarande i jordlager och bergrund kan detta starkt bidra till reduktion av nitrat till kvävgas (Appelo & Postma 1994). I figur 20 visas halten av järn, mangan och svavel i morän från SGUs moränprovtagning i kombination med redoxstatus i det provtagna grundvattnet från samma område. Moränprovtagningen ger en generell bild av halterna i morän som till stor del beror på bergrundens sammansättning i området. De värden som använts är interpolerade och endast de brunnsvattenprov för vilka en moränprovtagningsspunkt finns inom 5 km har tagits med (hela landet är ännu inte kartlagt). Järn, mangan och svavel (sulfat) är de ämnen i grundvattnet som redoxklassificeringen bygger på (SGU 2013). Klassificeringssystemet för redox valdes ju ursprungligen just för att dessa ämnen normalt finns tillgängliga och att halten i lösning därför kan användas för att indikera redoxstatus i grundvatten. Detta demonstreras av de ganska obetydliga skillnaderna i halterna i moränen för dessa ämnen vid de olika redoxklasserna.

Eftersom moränprovtagningen ger totalhalter av de olika ämnena är det inte möjligt att veta om järn och svavel föreligger som pyrit eller i en oxiderad form som inte kan reducera nitrat till kvävgas. Det är bara möjligt att konstatera att totalhalterna visar på en god tillgänglighet i de provtagna områdena.



Figur 21. Nitratanalyser i enskilda grundvattentäkter (privata brunnar, inkl. källor). Data från Kemiarkivet samt nationell och regional miljöövervakning.

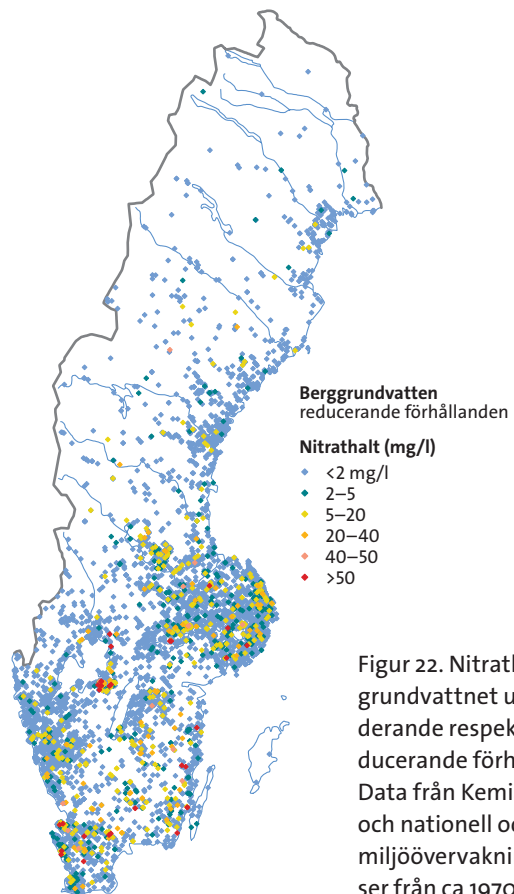
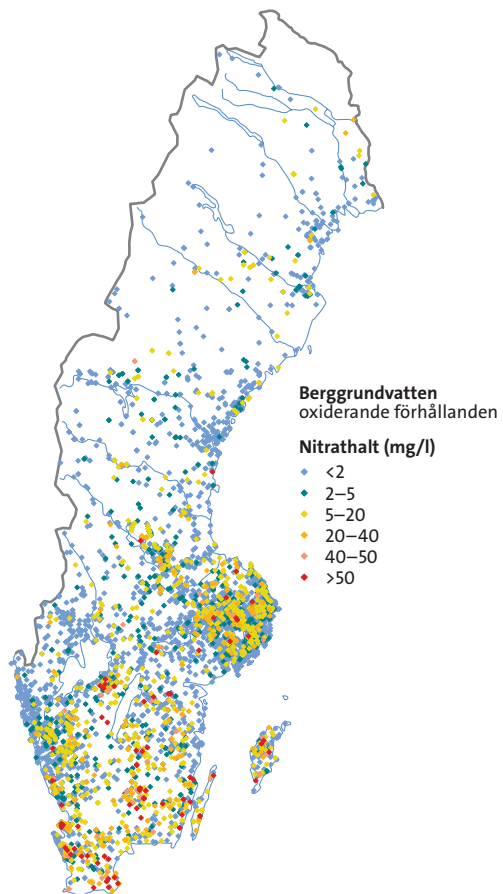
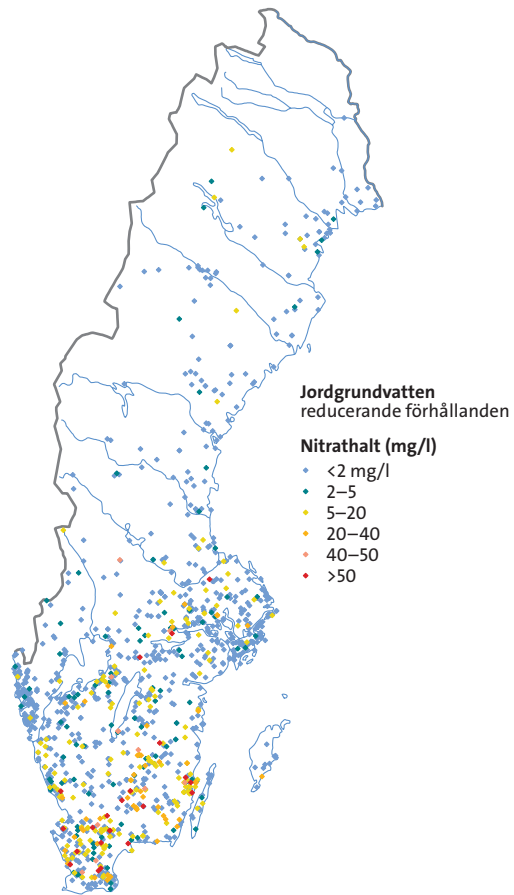
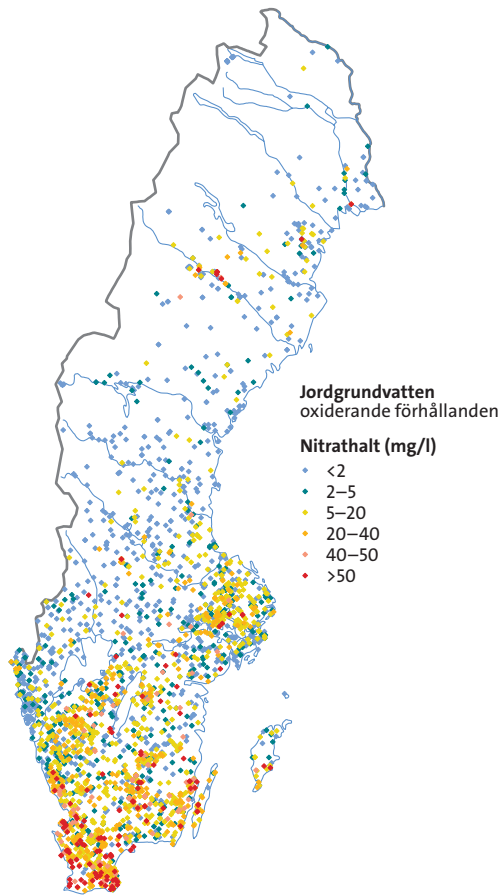
TRENDER I NITRATHALT

För att se om det finns några långsiktiga förändringar i nitrathalt i grundvattnet har analyserna från Kemiarkivet använts (se figur 21). Brunnarna i Kemiarkivet har vanligtvis endast provtagits vid ett tillfälle. Rent faktiskt har förhållandena i grundvatten förmodligen inte förändrats så mycket eftersom processerna i grundvatten generellt är långsamma. De relativt stora förskjutningarna i nitrathalt mellan olika decennier beror sannolikt delvis på att vattenprov kommer från olika delar av landet under olika decennier på grund av olika fokus för inventeringar och kartläggning etc. Om man jämför de två decennierna med relativt många nitratanalyser, 1980-talet och 2000-talet, med varandra framgår att en viss förbättring skett, både för brunnar i jordlagren och bergbörade brunnar.

Inför en revidering av nitratkänsliga områden har en genomgång av eventuella trender i grundvattendata från miljöövervakningen genomförts (Johansson & Bång 2014). Den studerade tidsperioden var 2003–2012. Resultaten visar inte på någon entydig utveckling; vid 64,5 % av stationerna var eventuella trender i nitrathalt inte statistiskt signifikanta medan de vid 19,8 % var signifikant minskande och vid 15,7 % var signifikant ökande. Signifikant minskande trender var något vanligare vid låga nitrathalter och kan därmed eventuellt förklaras med en avtagande kvävedeposition i områden utan lokal kvävepåverkan, medan de få stationerna med förhöjda nitrathalter sällan uppvisade någon signifikant nitrattrend.

NITRATHALTER I GRUNDTVATTNET I SVERIGE

Den regionala fördelningen av nitrathalter i grundvattnet i enskilda brunnar framgår av figur 22. I figuren presenteras nitrathalterna i grundvatten uppdelat efter redoxstatus i aeroba grundvatten (redoxklass 1 och 2) samt anaeroba vatten (redoxklass 3 och 4). Man kan se att höga nitrathalter generellt förekommer oftare i södra Sverige och främst under oxiderande förhållan-



Figur 22. Nitrathalter i grundvattnet under oxiderande respektive reducerande förhållanden. Data från Kemiarkivet och nationell och regional miljöövervakning. Analyser från ca 1970–2012.

den. Även för bergborrade brunnar är skillnaderna mellan oxiderande och reducerande förhållanden märkbar (fig. 22).

Eftersom nitralthalterna kan ha minskat genom åtgärder i jordbruket visar vi även kartor med data endast från 2000-talet (fig. 23). Det är tydligt att en stor del av dataunderlaget har fallit bort på kartorna från 2000-talet jämfört med kartorna som omfattar 1970–2012, men det är svårt att se att skillnader i nitrathalt. En skillnad är att de höga nitralthalterna i Norrland inte finns kvar i analyserna från 2000-talet.

DISKUSSION

I denna genomgång har olika datakällor på SGU använts för att försöka beskriva förhållandena vad avser nitrat i grundvatten.

Nitrat i grundvatten är ett stort problem på många håll i Europa och även i Sverige förekommer för höga halter i grundvatten. De olika datakällor som finns tillgängliga är inte utformade för att följa upp nitralthalten i grundvatten. Nitrattillförseln, och därmed även halterna i grundvattnet, kan variera från åker till åker och dessutom kan halten även variera med djupet under markytan.

Under de senaste decennierna har på många håll ett betydande förbättringsarbete genomförts inom jordbruket vad gäller kvävegödsling vilket sannolikt inneburit att läckaget av nitrat till grundvatten har minskat. Detta gäller inte minst förvaringen av stallgödsel innan spridning som tidigare ofta innebar en mycket stark lokal föroreningspåverkan på grundvatten. Eftersom grundvattnet, till skillnad från ytvatten, inte blandas om i någon större utsträckning, kan dock enstaka gårdar med för höga kväveförluster ge oacceptabla nitralthalter i grundvattnet. Till detta kan även kväve från källor utanför jordbruket, såsom infiltration av avloppsvatten, bidra. På många håll tar det mycket lång tid (decennier) innan åtgärder märks i grundvattnet beroende på lång omsättningstid, på andra håll går det fortare.

Sammantaget finns det behov av mer information om nitralthalterna i grundvattnet med en god rumslig upplösning och som även representerar förhållandena på olika djup. Att följa utvecklingen i de större (kommunala och större enskilda) vattentäkterna är lämpligt men kan ge en för positiv bild, dels eftersom dessa vattentäkter ofta skyddas av vattenskyddsområden, dels ofta läggs ned om vattenkvaliteten är dålig. Det är därför också lämpligt att följa utvecklingen i de enskilda vattentäkterna (privata brunnar) i jordbrukslandskapet. Det är i dessa vattentäkter de största problemen finns.

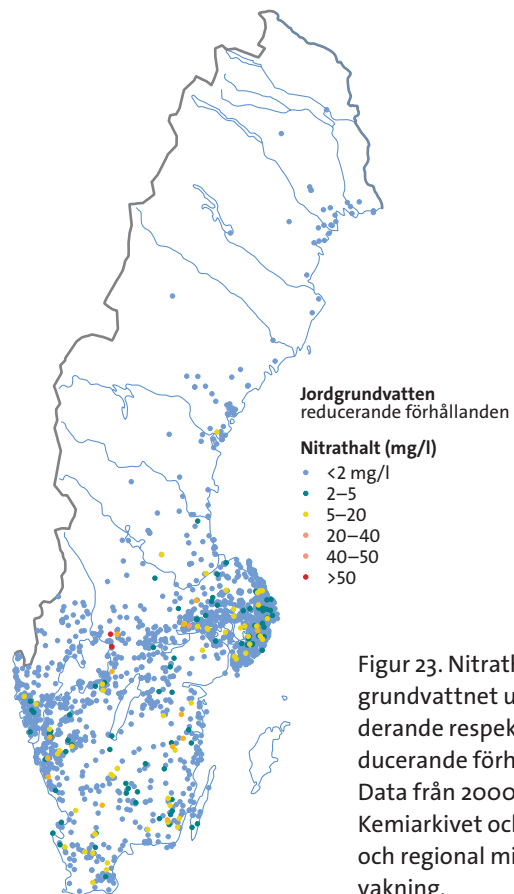
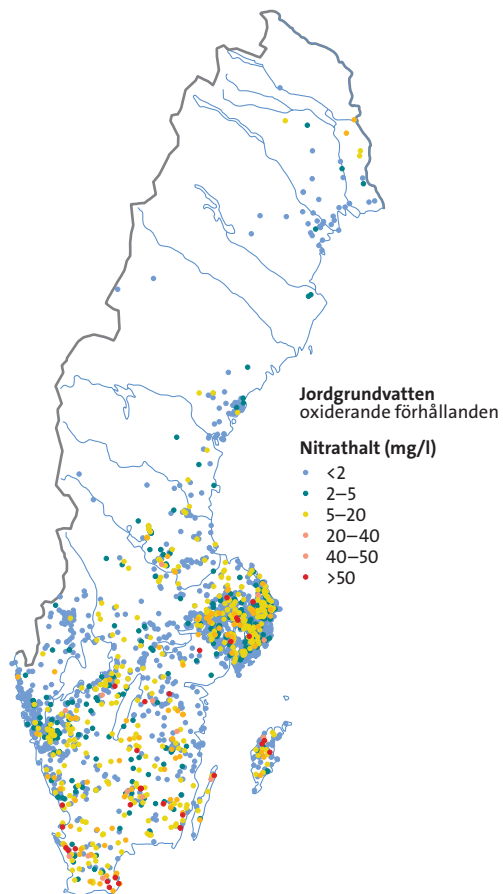
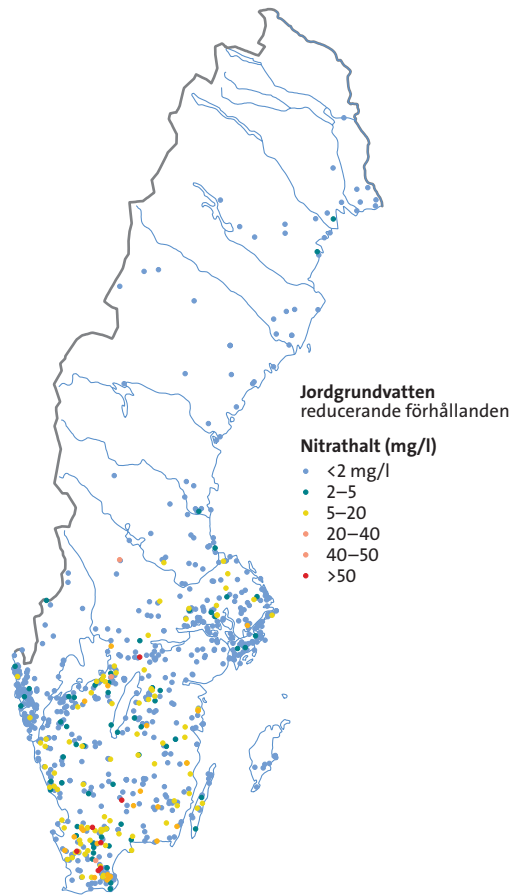
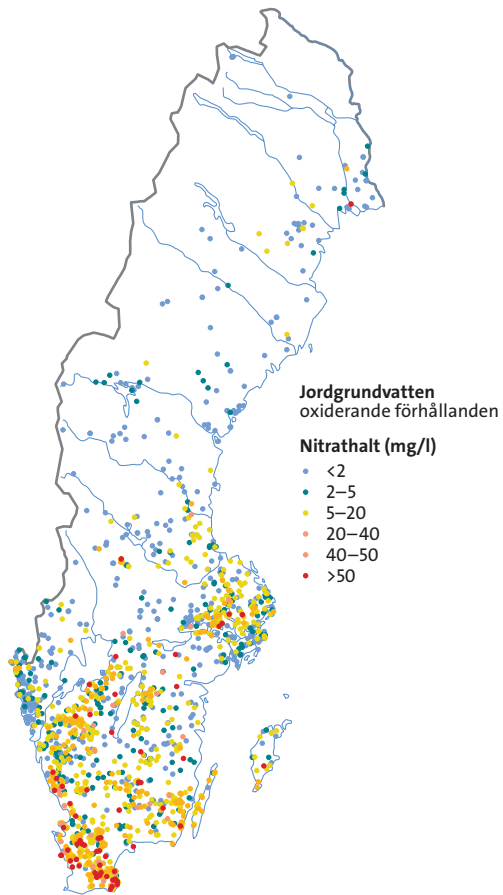
Dricksvattenförsörjning är en del av det svenska miljö kvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet*:

Grundvattnet ska ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag.

Detta har senare omformulerats i en av de sex preciseringar av miljö kvalitetsmålet som beslutats av regeringen:

Grundvattnet är med få undantag av sådan kvalitet att det inte begränsar användningen av grundvatten för allmän eller enskild dricksvattenförsörjning.

SGUs tolkar denna formulering som att de allra flesta grundvatten ska kunna användas utan föregående rening från föroreningar. Det finns emellertid också en rad naturligt förekommande ämnen som kan medföra att vattnet blir otjänligt. I den målmanual (SGU 2014) som tagits fram har SGU därför formulerat två förtydliganden om vattenkvaliteten:



Figur 23. Nitrathalter i grundvattnet under oxiderande respektive reducerande förhållanden. Data från 2000-talet från Kemiarkivet och nationell och regional miljöövervakning.

Förtydligande 1: Kvaliteten på grundvatten som används eller kan komma att användas som allmänt dricksvatten är känd. Mänsklig påverkan bidrar inte till att gränsvärden och riktvärden överskrids.

Förtydligande 2: Kvaliteten på grundvatten som används som enskilt dricksvatten är känd för en majoritet av Sveriges enskilda vattentäkter och vid dessa bidrar inte mänsklig påverkan till att gränsvärden och riktvärden överskrids.

Bägge dessa förtydliganden kan tillämpas på nitratföroreningar. Förtydligandena stödjer också de krav som ställs i vattendirektivet och nitratdirektivet.

För att kunna följa utvecklingen krävs ökad uppföljning av nitrathalten i grundvatten. Den miljöövervakning av näringsläckage från jordbruksmark som bedrivs av SLU på uppdrag av Naturvårdsverket är viktig för att mer detaljerat kunna studera inverkan av olika faktorer. Denna övervakning skulle behöva förstärkas med bl.a. parametrar för att redoxklassa grundvattenanalyserna. För att ge en rättvisande bild av utvecklingen behövs dock betydligt fler provpunkter. Detta kan delvis uppnås inom övrig nationell och regional miljöövervakning av grundvatten, men huvuddelen måste, bl.a. av resursskäl, utföras som en del av egenkontrollen vid vattenverk och jordbruksföretag. För att direkt kunna användas för att följa upp miljö kvalitetsmålets preciseringar bör företrädesvis vattentäkter (kommunala, större enskilda och privata brunnar) kontrolleras. Det kan också finnas anledning att kontrollera vattenkvaliteten i brunnar som kan påverkas av avloppsanläggningar.

För att kunna dra slutsatser om nitratbelastning och nitratutveckling i grundvattnet krävs att även redoxförhållandena är kända. I områden med reducerande förhållanden i grundvattnet kan mer nitrat tillföras utan att halterna i grundvattnet ökar eftersom nitrat då kan gå bort genom redoxprocesser, främst denitrifikation. Vid genomgången av markkemiska data från SGU var det svårt att bedöma reduktionskapaciteten i marklagren eftersom oxidationsstatus för de olika grundämnena inte bestämts. I Danmark kartläggs djupet till den s.k. redoxgränsen genom att halten organiskt material och pyrit bestäms vid borrhningar. En motsvarande kartläggning i Sverige skulle kunna ge bättre besked om vilka grundvatten som är känsliga för nitratförorening. Om mark och berggrund innehåller betydande mängder av organiskt material eller pyrit kan det räcka för att reducera nitrat under lång tid.

Genom att analysera olika redoxkänsliga ämnen i grundvattnet kan man få en bild över de aktuella redoxförhållandena i grundvattnet. Till skillnad från marklagrens förmåga att reducera nitrat är grundvattnets reducerande kapacitet begränsad och kan komma att minska, t.ex. genom nitratillförsel. Analys av järn, mangan och sulfat i grundvattenprov ger möjlighet att bestämma grundvattnets redoxstatus vid provtagningstillfället enligt metoden i Bedömningsgrunder för grundvatten (SGU 2013). Dessa ämnen är lätta att analysera med god noggrannhet. Om mätning av syrehalt blir mer vanlig kan sådan också användas för att identifiera vatten med hög redoxpotential. Vad gäller kvävekomponenterna så kan fördelningen mellan nitrat och ammonium eventuellt användas för att indikera redoxnivå. Nitritjonen är en instabil intermediär som kan omvandlas mellan provtagning och analys och är därför svår att använda för att klassificera redoxförhållandena.

Av figur 17 framgår att nitralthalterna genomgående är mycket låga i anaeroba grundvatten i redoxklass 4. I redoxklass 3 med svagt anaeroba vatten är i allmänhet nitralthalterna också låga, men undantag förekommer, vilket även framgår av kartorna i figur 22. Eftersom det är ovanligt

med brunnsvatten i redoxklass 4 (knappt 2 % av brunnarna) medan det är relativt vanligt med brunnsvatten i redoxklass 3 (drygt 30 % av brunnarna) kommer kartor med den sammanslagna klassen av reducerande förhållanden i huvudsak visa nitrathalten i redoxklass 3. För att bättre beskriva förutsättningarna för förekomst av nitrat och andra kväveföreningar i grundvatten finns behov av en mer förfinad redoxindelning av redoxklass 3.

Förutom att förhöjda nitrathalter medför begränsningar i användningen av grundvatten för dricksvattenändamål bidrar förorenat grundvatten även till eutrofiering av ytvatten. Det är svårt att kvantifiera denna påverkan men det kan nämnas att generellt brukar man räkna med att ca 4/5 av vattnet i sjöar och vattendrag kommer dit via grundvattenzonen. För odlade områden kan denna andel vara lägre beroende på skillnader i markavvattning, terrängläge och markens genomsläpplighet. Dikade jordar och jordar med låg genomsläpplighet kan leda till direkt avrinning till ytvatten genom (täck)diken respektive till ytavrinning ovanpå markytan till diken eller bäckar. I områden där nederbörd och snösmältning istället infiltrerar och så småningom tillförs grundvattnet kan man räkna med att uppehållstiden i mark och grundvatten delvis kommer att kunna vara relativt lång. Detta innebär att det kan ta lång tid innan åtgärder inom jordbruket resulterar i minskade halter i grundvattnet eller i anknutna ytvattensystem.

REFERENSER

- Appelo, C.A.J. & Postma, D., 1994: *Geochemistry, groundwater and pollution*. A.A. Balkema, Rotterdam & Brookfield, s. 275.
- Blombäck, K., Johnsson, H., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K. & Schmieder, F., 2011: Läckage av näringsämnen från svensk åkermark för år 2009 beräknat med PLC5-metodik. *Svenska MiljöEmissionsData SMED Rapport 57*, 100 s.
- Blombäck, K., Mårtensson, K. & Johnsson, H., 2012: Översyn av läckagekoefficienter för N-läckage från lerjordar. *Svenska MiljöEmissionsData SMED Rapport 103*, 45 s.
- Ernstsen, V., Henriksen, H.J. & von Platen, F., 2001: Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen. *Miljøstyrelsen, København, Arbejdsrapport 24*, 54 s.
- Hansen, B. & Thorling, L., 2008: Use of geochemistry in groundwater vulnerability mapping in Denmark. *Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin 15*, 45–48.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2013a: *Styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avloppsanläggningar*. Slutrapportering av regeringsuppdrag enskilda avlopp, 96 s.
- Johansson, E. & Bång, M., 2014: Översyn av nitratkänsliga områden 2014. *Jordbruksverket rapport 2014:11*, 60 s.
- Jordbruksverket, 2014: *Jordart och växtnäringstillstånd i åkermarken*. <<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/miljoutvarderingarforsokochutveckling/jordartiakermark.4.23f3563314184096e0d2b77.html>>. Hämtat september 2014.
- Knudsen, L., 2012: *Kvälstofreduktion mellem rodzone og det marine miljø*. I Bilag fra workshop om sårbarhedskortlægning/VFL, 4-15. Videncentret for landbrug. Danmark.
- Livsmedelsverket, 2011: Föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten. *Livsmedelsverket LIVSFS 2011:3*.
- Livsmedelsverket, 2014: *Livsmedelsverkets råd om enskild dricksvattenförsörjning*. <<http://www.livsmedelsverket.se/globalassets/matvanor-halsa-miljo/egen-brunn/rad-om-enskild-dricksvattenforsorjning.pdf>>. Hämtat mars 2015. 14 s.
- Naturvårdsverket, 2014: *Svenska Marktäckedata. Produktbeskrivning. Utgåva 1.2*. <http://gpt.vicmetria.nu/data/land/SMD_produktdeskriovning_20140627.pdf>. Hämtat mars 2015. 29 s.
- Maxe, L., 2007: Enskild vattenförsörjning – kunskapsunderlag inför uppföljning av ett nytt delmål. *Sveriges geologiska undersökning SGU-rapport 2007:10*, 67 s.

- SGU, 2013: Bedömningsgrunder för grundvatten. *Sveriges geologiska undersökning SGU-rapport 2013:01*, 235 s.
- SGU, 2014: *Målmanual för uppföljning och bedömning av miljö kvalitetsmålet grundvatten av god kvalitet*. Sveriges geologiska undersökning Dnr: 39-54/2014.
- Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T, Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. & Lamers, L.P.M., 2010: How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry* 98, 1–7.
- Sundén, G. & Maxe, L., 2014: Svårt med representativa stationer för grundvatten. *Havs- och vattenmyndigheten Sötvatten 2014*, 31–36.
- Videncentret for Landbrug, 2012: *Kortlægning af sårbarhed for nitratudledning til vandmiljøet 2012*. Samling af bilag fra to workshops afholdt på Videncentret for Landbrug. 75 s.
- Vikberg, E., Bovin, K., Carlström, J., Djursäter, R. & Whitlock, H., 2014: Lägesrapport. Vattentäcksarkivet december 2013. *Sveriges geologiska undersökning SGU-rapport 2014:02*, 18 s.