

Grundvattenkemi, strategier för övervakning

Dokumentet täcker information om undersökningstyperna:

- *Grundvattenkemi, intensiv/integrerad*
- *Grundvattenkemi, integrerade typområden*
- *Grundvatten på observationsfält*
- *Brunnsinventering*
- *Kommunala vattentäkter källor (se u-typen brunnsinventeringar)*

Mål och syfte

Provtagning och analys av grundvatten utförs enligt detta dokument för att registrera långsiktiga förändringar i grundvattnets kemi till följd av mänsklig påverkan. Målet med undersökningstypen är att ge handledning för utformning, genomförande och viss utvärdering av grundvattenkemisk övervakning, såväl extensiv som intensiv, i syfte att följa grundvattnets tillstånd med avseende på:

- försurningskänslighet
- försurningsrisk
- eutrofiering - kväve
- salt - klorid
- metaller
- växtbekämpningsmedel

Grundvatten kan provtas i (1) särskilda provtagningsrör, vilket bl.a. sker inom övervakning i typområden och inom den integrerade övervakningen av skogliga referensområden (2) befintliga brunnar, såväl enskilda som kommunala vattentäkter och (3) källor. Val av lägen för provtagningspunkterna för grundvatten görs med tanke på kausalitet mellan de program som i övrigt genomförs inom ytorna/avrinningsområdet såsom t ex depositions-, mark-, markvatten- och ytvattenprogram.

Variabler med avseende på olika hotbilder

Tabellen nedan ger förslag på lämpliga variabler för övervakning av grundvattnet med avseende på olika hot. Variabellistan är anpassad efter Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Grundvatten (BDG) (Naturvårdsverket, 1999).

De nödvändigaste variablerna för att få ett mått på jordbrukspåverkan är kväve- och fosfor-konstituenterna. En stor del av de övriga konstituenterna ger information om den kemiska miljö som de förekommer och transporteras i. De ger indikation om i vilka former de uppträder och eventuellt omvandlas till, t ex genom nitrifikation eller denitrifikation. Viktiga variabler i dessa sammanhang är pH och redoxpotentialen. Redoxpotentialen är svår att mäta. Redoxförhållandena kan uppskattas genom att studera haltrelationerna mellan järn, mangan och sulfat (Naturvårdsverket, 1999). Syrehaltens storlek indikerar också redoxförhållandena.

I skogsmark är det intressant att studera försurningsförloppet, förändringar i metallhalter till följd av försurningsutvecklingen, förändringen i metallhalter i relation till metalldepositionen och förändringar i eutrofiering.

Höga salthalter (klorid) i grundvatten förekommer under den marina gränsen (MG). Dels kan det vara påverkat av relik saltvatten och dels, i mycket kustnära områden, vara påverkat genom saltvatteninträngning. Förhöjda kloridhalter kan också härstamma från vägsaltning, avlopp, deponier och djurhållning. Genom att studera relationen mellan klorid och andra joner kan orsaken till de höga salthalterna oftast avslöjas.

En fullständig analys omfattande bl. a. huvudkonstituenterna (HCO_3 , SO_4 , Cl, ibland NO_3 , Ca, Mg, Na och K) ger förutom möjligheter att kvalitetssäkra analysen, också en antydning om de geokemiska processerna längs grundvattnets väg till provtagningsplatsen och möjlighet till bedömning av hur labilt/stabilt det grundvattenkemiska systemet är. Labila system kan lätt förändras genom yttre påverkan och därmed förändra förutsättningarna för kvävet och fosforns uppträdande och transport.

Determinand	Försurnings känslighet/risk	Eutrofiering - kväve	Salt – klorid	Metaller	Bekämpningsmedel	Redox
pH	X	X		X		
Syrehalt, O_2						X
Konduktivitet			X			
Natrium, Na			X			
Kalium, K		X				
Kalcium, Ca			X			
Magnesium, Mg			X			
Alkalinitet	X					
Totalhårdhet, Ca	X					
Klorid, Cl		X	X			
Sulfat, SO_4			X			X
Nitratkväve + nitritkväve, $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$	X	X	X			
Totalfosfor Tot-P		X				

Determinand	Försurnings känslighet/ risk	Eutrofiering - kväve	Salt – klorid	Metaller	Bekämp- ningsmedel	Redox
Järn, Fe						X
Mangan, Mn						X
Arsenik, As				X		
Kadmium, Cd				X		
Bly, Pb				X		
Zink, Zn				X		
Växtbekämp- ningsmedel					X	

Tabell.1. Prioriterade determinander för olika övervakningsändamål.

Strategi

Två olika strategier för övervakning kan urskiljas: Intensiv och extensiv, där intensiv övervakning avser ett färre antal provpunkter med hög mät/provtagningfrekvens. Intensiv undersökning används i dagsläget t.ex. inom integrerad miljöövervakning för att kvantifiera tillstånd och processer som förändras snabbt över tiden. Extensiv övervakning innebär i stället att ett relativt stort antal punkter med låg provtagningfrekvens studeras. Extensiva strategier ger möjligheter att statistiskt studera förändringarna av stora populationer i län, större kommuner och större avrinningsområden med låg mätfrekvens. Populationerna kan också delas upp i delpopulationer med avseende på hydrogeologiska typmiljöer enligt bedömningsgrunder för grundvatten (Naturvårdsverket, 1999).

Intensiv övervakning

Övervakning med provtagningsrör

Grundvattnet kan övervakas längs tänkta flödeslinjer från inströmningsområde till utströmningsområde i anslutning till ytvattendrag (se fig. 1 och 2 sid.12). Grupper av rör nedförda till olika djup etableras från inströmningsområde, gärna från vattendelarläge till utströmningsområde längs flödesriktningen. Då syftet är att övervaka grundvattnet inom t ex. skogsskadeytor, luftvårdsförbundsytor eller inom andra små avrinningsområden, utan ambition att följa flöden i ekosystemet räcker det att provta grundvattnet på två nivåer i inströmningsläge, ett ytligt och ett något djupare. Vid detaljutformningen tas hänsyn till de geologiska och hydrogeologiska förutsättningarna i avrinningsområdet (*se undersökningstypen "Hydrogeologi"*). Jordbruksodlingens påverkan på grundvattnets kvalitet övervakas i akviferer som underlagrar jordbruksmark i typområden. Det föreslagna sättet att etablera grundvattenrör medger att vatten av olika ålder och infiltrationsplatser provtas inom akviferen och bör ge en god bild av grundvattenkemin inom den del av typområdet som är påverkad jordbruksdriften. Transporten med grundvatten till ytvattendraget kan också följas.

Extensiv övervakning

Brunnar

Användningen av brunnar för ett yttäckande övervakningsnät för grundvattenkvalitet, medför vissa begränsningar i förhållande till särskilt etablerade observationsrör. Begränsningarna utgörs bl. a av att:

- djupet för vattenintaget till brunnarna inte är preciserat,
- akviferens utbredning och geologi oftast inte är dokumenterade, men kan utföras i ett senare skede,
- brunnar i drift utgör ett manipulerat system där flödesriktningar förändras och vattnets omsättningstid förkortas i olika hög grad beroende på uttagens storlek, vilket är särskilt känsligt med avseende på försurningsförloppet,
- brunnarnas konstruktion kan i flera fall vara undermålig*, sådana brunnar bör inte ingå i ett provtagningsprogram

*Med undermålig brunn menas, i detta sammanhang, en brunn vars konstruktion medger att ytvatten vid någon tidpunkt på året kan tränga in i brunnen och/eller vars konstruktion kan förändra koncentrationen av någon av de kemiska variablerna som skall analyseras.

Befintliga brunnar kan, trots dessa begränsningar, användas för extensiv provtagning och övervakning.

Den extensiva övervakningen bör belysa de regionala förhållandena med avseende på försurningsrisk, jordbrukspåverkan eller saltinträngning i grundvattnet. Urvalet av brunnar bör därför koncentreras på områden med reella eller potentiella risker för sådana problem.

Urval av brunnar för provtagning i ett extensivt nät kan göras från SGUs brunnsarkiv. Kemiska data i brunnsarkivet tjänar som referensmaterial för regionala jämförelser och test av representativitet av stationsurvalet av övervakningsstationer. Detta material användes för framtagandet av Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Grundvatten. Totalt omfattas ca 25 000 brunnar i olika geologiska miljöer, där andelen jord- och bergbrunnar är ungefär lika stor (se även bilaga 1 i undersökningstypen *Brunnsinventering*).

Provtagning av brunnar i jordbruksbygd är avsett som ett komplement till övervakning av grundvatten i typområden och observationsfält på jordbruksmark för att ge en mer yttäckande bild av grundvattenkvaliteten (brunnsvattenkvaliteten). Det är därför viktigt att ett tillräckligt antal brunnar ingår i nätet för att ge en representativ bild över brunnsvattenkvaliteten i regionens jordbruksbygder med en något så när god fördelning mellan olika jordbruksområden.

Källor

En källa ligger alltid i ett utströmningsområde. Dess vatten ger en integrerad bild av grundvattnets kemiska sammansättning i den akvifer den avvattnar. Källans vatten är ett

blandvatten, en blandning av vatten med olika lång uppehållstid i akviferen. Grundvattnets flödeslinjer möts i källan.

Grundvatten med olika lång uppehållstid i akviferen har i allmänhet också olika kemisk sammansättning. Vatten som har uppehållit sig längre har i allmänhet högre pH, högre jonstyrka, lägre halt organiskt material samt lägre syrehalt än det vatten som har en kort uppehållstid i akviferen.

Förhållandet mellan vatten med kort och lång uppehållstid är tyvärr inte konstant utan varierar med variationen i akviferens fyllnadsgrad. Vid höga grundvattennivåer dominerar vatten med kort uppehållstid och vice versa. Det betyder att vattnen i en källa kan ha uttalade årstidssvängningar i kemin, men även skillnader mellan våta och torra år. Dessa variationer, som är klimatbetingade, kan försvåra tolkningen av antropogent betingade effekter på grundvattenkemin. Klimatbetingade fluktuationer är mycket olika i olika källor beroende på storleken av akviferen, akviferens geologiska sammansättning och dess geometri.

Vid provtagningen är det viktigt att beakta eventuella variationer i kemisk sammansättning under året. Variationerna är starkt kopplade till variationer i flöde och grundvattennivå. Om provtagning exempelvis utförs 2 gånger per år är det bäst att provta i samband med högsta grundvattennivå under året och i samband med den lägsta nivån under året. I samband med den högre nivån är andelen korttransporterat, ytligt grundvatten större medan en lägre nivå brukar innebära att andelen långtransporterat vatten med högre salthalt är större. De genomsnittliga nivåvariationerna har olika mönster i olika delar av landet. Längst i söder brukar de högsta nivåerna förekomma under mars - april medan grundvattentillgången brukar vara minst under oktober - december. I nordligaste delen av landet brukar nivåerna vara lägst under april - maj, omedelbart före snösmältningen.

Den principiella skillnaden mellan grundvattenkemin i en källa och ett rör med ett definierat intag på en bestämd nivå nere i akviferen är att källvattnet är ett blandvatten vars sammansättning kan vara starkt betingat av grundvattennivåfluktuationer, medan grundvattnet i röret är betydligt mindre påverkat av dessa.

Provtagning av källor har också fördelar. De är lätta att provta, vattnet kontamineras inte av naturfrämmande material och vattnet behöver inte omsättas före provtagning.

Analysresultaten av vattenprover tagna i källor skall kunna refereras antingen till storleken på källans flöde eller till grundvattennivån i akviferen uppströms källan.

De grundvattenkemiska variationerna i källor som avvattnar stora grus/sandakviferer är dock i allmänhet mycket små. I gengäld är vattnet mycket äldre och kemin återspeglar påverkan/förändringar i inströmningsområdet över en lång tid.

Statistiska aspekter

Provtagningsfrekvensen av grundvatten i en provtagningspunkt är beroende av den tidsmässiga variationen i den kemiska sammansättningen i den del av akviferen som representeras av provtagningspunkten. Det ytliga grundvattnets kemiska sammansättning

varierar i allmänhet mer än det djupare. För att kunna beräkna provtagningsfrekvensen måste man definiera hur stora fel som kan tolereras i den information som övervakningsprogrammet skall generera. Man måste också ha en tillräckligt lång och frekvent grundvattenkemisk tidsserie från provtagningspunkten med jämna tidsintervall mellan provtagningsstillfällena för att kunna göra de statistiska beräkningarna. Den nödvändiga provtagningsfrekvensen för att uppfylla det givna kravet på tillförlitlighet i informationen kan således inte bestämmas i förväg. I ett inledande skede rekommenderas en provtagningsfrekvens på 6 gånger per år, dvs. varannan månad.

Inom andra övervakningsprogram t ex den nationella *integrerade övervakningen av skogliga referensområden* accepteras enligt överenskommelse att beräknade årsmedelvärden skall falla inom $\pm 10\%$ från det sanna medelvärdet på 95% konfidensnivå.

Konfidensnivån av ett aritmetiskt medelvärde av normalfördelade värden är ett uttryck för hur ofta i procent ett sant medelvärde kan förväntas ligga inom ett givet intervall. Detta intervall kallas konfidensintervall. Som ett exempel betyder en 95%-ig konfidensnivå vid ett konfidensintervall på ± 10 , att det observerade medelvärdet inte skiljer sig med mer än 10 enheter från det sanna medelvärdet i 95 fall av 100.

Provtagningsfrekvenser

Vad gäller den tidsmässiga variationen så varierar olika kemiska konstituenten olika mycket, vilket försvårar beräkningen av provtagningsfrekvensen. Konduktiviteten, som är ett mått på saltinnehållet, kan då utgöra en lämplig variabel för beräkningarna. En kontinuerlig registrering av konduktiviteten ger ett relativt säkrare underlag på relativt kort tid.

Den statistiska beräkningsmetod som är angiven i GEMS/Water operational guide, 1978 (GEMS står för Global Environmental Monitoring System) är nedan modifierad för att flera års data skall kunna ligga till grund för beräkningarna av den erforderliga provtagningsfrekvensen.

Antalet erforderliga prov kan beräknas ur:

$$L = \frac{k \cdot S}{\sqrt{N}}$$

där L är konfidensintervallet, k är en "konstant" beroende på konfidensnivån och antalet prov, S = standardavvikelsen för **inomårsvariationen**, N är det erforderliga antalet t-fördelade prov **per år**. Detta antal kan skattas genom:

- Skattning av inomårsvariationen, då antalet prov per år är desamma, görs genom att summera varianserna för varje år och dividera med antalet år:

$$S^2 = \frac{\sum S_i^2}{a}$$

där a = antalet år och S_i^2 är variansen för det i:e året.

- Vid olika antal prov per år kan den skattas genom:

$$S^2 = \frac{\sum (n_i - 1) \cdot S_i^2}{\sum (n_i - 1)}$$

där n_i = antalet prov för det i :e året. Antalet frihetsgrader (f) som används för att skatta k fås genom att summera antalet frihetsgrader för varje år:

$$f = \sum (n_i - 1)$$

Exempel: Anta att vi har ett beräknat medelvärde på 40 av tre års provtagningar, då vi provtagit 6 gånger per år. Detta 3-årsmedelvärde kan betraktas som ett medelvärde av medelvärdena för respektive år. Vi tolererar en avvikelse från det sanna årsmedelvärdet på $\pm 10\%$. Då blir konfidensintervallet $L = 4$. Antalet frihetsgrader är $3(6 - 1) = 15$. Detta ger ur tabell att $k = 2.13$ för konfidensnivån 95%. Den beräknade standardavvikelsen för inomårsvariationen antas vara 3.9. Antalet erforderliga prov blir då:

$$\sqrt{N} \geq \frac{2,13 \cdot 3,9}{4}$$

vilket ger $N \geq 4,3$

Detta medför att 5 prover måste tas **per år** för att villkoren skall vara uppfyllda.

De ovanstående beräkningarna baseras på att observationerna är oberoende av varandra. I praktiken är det dock vanligt att observationer är beroende av varandra. Som ett resultat av detta beroende underskattas det erforderliga antalet prov för att skatta årsmedelvärdet. Praktisk erfarenhet visar t.ex. att en provtagning per år i ett stort grundvattenmagasin kan vara ett godtagbart mått på årsmedelvärdet. I små grundvattenmagasin fordras dock betydligt fler. Erfarenhetsmässigt har det visats att säkerheten inte minskat då man från en månatlig provtagning tagit bort vartannat analysvärde.

Statistiska angreppssätt vid extensiv provtagning, vid rumsliga betraktelser, kan ske på likartade sätt som vid tidsmässiga betraktelser enligt ovan. Skattningen av den statistiska säkerheten hos medelvärdet vid rumslig provtagning beror av valet av konfidensnivå, antalet prover och standardavvikelsen hos det insamlade stickprovet. I likhet med konfidensintervallet för tidsmässiga medelvärden enligt ovan kan konfidensintervallet för ett rumsligt medelvärde, dvs. för ett stickprov från ett antal brunnar inom ett område, skattas enligt följande:

$$L = \frac{k \cdot S}{\sqrt{N}}$$

där S i detta fall avser stickprovets standardavvikelse för det aktuella området som provtagits. Jämförelser med det skattade medelvärdet och dess konfidensintervall görs lämpligtvis med jämförvärden och tillståndsklasser enligt Bedömningsgrunder för grundvatten.

För information om hur statistisk teknik används för att definiera provtagningsfrekvens hänvisas till *International Standard ISO 5667/1, 1980 : Water quality - Sampling - Part 1: Guidance on the design of sampling programmes.*

Stickprovsurval

Syftet med miljöövervakning av grundvatten är att beskriva dess tillstånd och förändringar av tillståndet i tiden. Det är emellertid omöjligt att övervaka grundvattnet i varje punkt. Provtagningspunkterna kan bara utgöra ett begränsat stickprovsurval. Urvalet bör dock göras så att övervakningen ger en representativ bild av tillståndet. Representativiteten i rummet av urvalet med avseende på den kemiska sammansättningen kan testas mot ett större dataset, som t. ex. det som finns i SGU:s brunnsarkiv. Även uppsättningen av brunnar i brunnsarkivet är stickprov. Indelningsgrunden för jämförelser är de typområden som baseras på en kombination av nio geografiska regioner och fem lokala grundvattenmiljöer enligt Bedömningsgrunder för grundvatten (Naturvårdsverket, 1999). Dessutom bedöms inom varje typområde grunda och djupa brunnar för sig i två brunnsdjupsklasser.

Plats/stationsval

Vid såväl extensiv som intensiv övervakning kan statistiska upprepningar användas. Detta innebär att olika provtagningsrör placeras ut i där de hydrogeologiska förutsättningarna bedöms vara lika. Detta ger möjlighet att använda statistiska metoder för att utvärdera insamlade data.

Mätprogram

Variabler

Basprogrammets är obligatoriskt och omfattar variabler som beskriver vattnets huvudkaraktär och möjliggör kvalitetskontroll av analyserna. Tilläggsprogram väljs med utgångspunkt från underökningens inriktning (jordbruksmark/skog).

Bas-nivå	Nivå, pH, konduktivitet, TOC, Na, K, Ca, Mg, Alkalinitet, Cl, sulfat, nitritkväve och nitratkväve, fosfatfosfor	
Tillägg	Observationsfält och Typområden (Jordbruksmark) Prioritet 1: Fe, totalfosfor, totalkväve Prioritet 2: Temp, syrehalt, redoxförhållande, Mn, Cd, växtbekämpningsmedel.	Intensiv/integrerad (Skog) Prioritet 1: Aciditet, Mn, Fe, Cd, Pb, Zn, As, Tot Al Prioritet 2: Temp, Konduktivitet, syrehalt, redoxförhållande, Hg, Co, Cr, Cu, Ni, V, tot org- Al

Determinand	Metodmoment	Enhet	Analysmetod
pH		pH- enheter	SS 028122-2
Konduktivitet		mS/m	SS-EN 27 888
Syrehalt	Totalt		SS EN 25813
TOC-halt		mg/l	SS EN 1484
Natriumhalt Na	Filtrering, membran 0.45 µm	mg/l	SS-EN ISO 11 885 alt. SS 028160-2
Kaliumhalt K	Filtrering, membran 0.45 µm	mg/l	SS-EN ISO 11 885 alt. SS 028160-2
Kalciumhalt Ca	Filtrering, membran 0.45 µm	mg/l	SS-EN ISO 11 885 alt. SS 028161-2
Magnesiumhalt Mg	Filtrering, membran 0.45 µm	mg/l	SS-EN ISO 11 885 alt. SS 028161-2
Alkalinitet		mmol/l	SS-EN ISO 9963-2
Kloridhalt Cl		mg/l	SS-EN ISO 10 304-1
Sulfathalt SO ₄		mg/l	SS-EN ISO 10 304-1
Nitratkväve +nitritkvävehalt NO ₃ -N+ NO ₂ -N		µg/l	SIS 028133-2
Ammonium-kvävehalt NH ₄ -N		µg/l	SIS 028134-1
Fosfatfosforhalt PO ₄ -P		µg/l	SS-EN 1189 +bilaga till f.d SS 028126-2
Totalfosforhalt Tot-P		µg/l	SS-EN 1189 +bilaga till f.d SS 028126-2
Totalkvävehalt Tot-N		µg/l	SIS 028131-1
Järnhalt Fe	Filtrering, membran 0.45 µm	g/l	SS-EN ISO 11885
Manganhalt Mn	Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS-EN ISO 11885
Kadmium Cd	Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS-EN ISO 5961 SS-EN 1233
Aciditet		mekv/l	
Blyhalt Pb	Totalt alt. Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS 028184
Zinkhalt Zn	Totalt alt. Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS 028184

Determinand	Metodmoment	Enhet	Analysmetod
Arsenikhalt As	Totalt alt. Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS 028184
Totalaluminiumhalt Tot-Al	Totalt alt. Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS 028210-1
Totalt org. Aluminium Tot-org.Al		µg/l	
Organiskt Aluminium Org- Al		µg/l	
Kvicksilverhalt Hg		ng/l	<i>Flamlös atomfluorescens t.ex.IVL Metod 092</i>
Kobolthalt Co	Totalt alt. Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS 028184
Kromhalt Cr	Totalt alt. Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS-EN ISO 5961 SS-EN 1233
Kopparhalt Cu	Totalt alt. Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS 028184
Nickel Ni	Totalt alt. Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS 028184
Vanadin V	Totalt alt. Filtrering, membran 0.45 µm	µg/l	SS 028184

Tabell 2. Determinander med avseende på metodmoment, enheter och analysmetoder.

Växtbekämpningsmedel analyseras i områden där riskklass 3 föreligger enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Grundvatten (BDG). Detta kan även tillämpas inom brunnsinventering då syftet är att studera jordbrukspåverkan. För växtbekämpningsmedlen rekommenderar BDG följande ämnen som bör ingå i ett analyspaket (nedbrytningsprodukter i kursiv stil). Analysmetoderna är OMK 50:5 och OMK 51:2

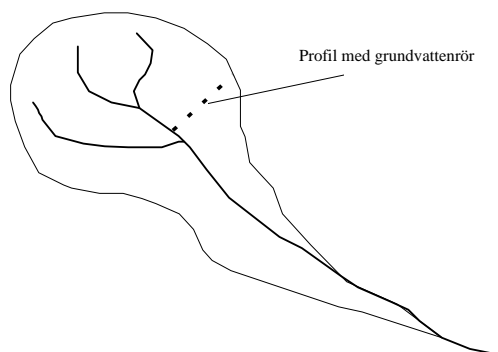
2,4-D	Atrazin	Etofumesat	Kvinmerac
Bentazon	<i>Atrazinmetabolit</i>	ETU	Metamitron
Diklorprop-P	<i>Deisopropylatrazin</i>	Fenoxaprop-P	Metazaklor
Fluroxipyr	<i>Desetylatrazin</i>	Glyfosfat	Metribuzin
Klorpyralid	<i>BAM (2,6-diklorbenzamid)</i>	Imazapyr	Simazin
MCPA	Cyanazin	Isoproturon	Sulfonylureor
Mekoprop-P	Dimethoat		Terbutylazin

Metoder

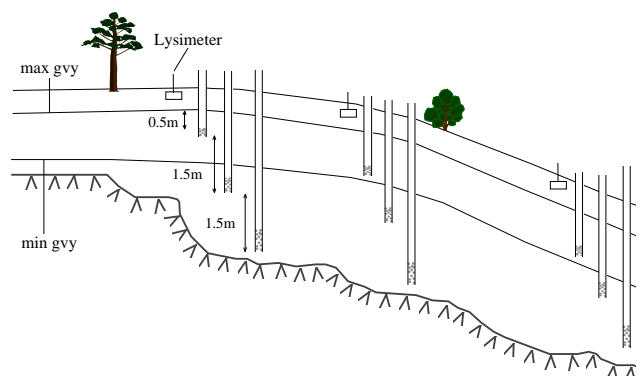
Intensiv övervakning

Intensiv övervakning av grundvatten inom såväl skogsekosystem som inom odlade markområden fodrar väl definierade provtagningspunkter. Provtagning av grundvatten bör därför göras i speciellt etablerade provtagningsrör, så att grundvattenkemin kan följas i akviferens olika delar. Slitsningen av rörens nedersta del bör inte överstiga 50 cm för att ge en väl definierad intagsnivå. Intagsnivåer på 1, 4 och 8 meters djup under medelgrundvattennivån i akviferen skall eftersträvas för övervakning i typområden av odlad mark när jorddjupen så tillåter. Akvifererna är emellertid ofta inte så mäktiga. De grundvattenförande lagrens mäktighet måste ligga till grund för val av intagsnivåernas djup. Skogsekosystemens grundvatten rör sig i moräner. Deras mäktighet överstiger sällan 6 meter.

Övervakningens syften är vägledande när det gäller utformningen av provtagningspunkternas lägen och djup. Med de syften och den målsättning som den integrerade miljöövervakningen har, är det nödvändigt att provta grundvattnet på olika nivåer längs en sluttning för att följa utvecklingen längs tänkta strömningslinjer från inströmning (om möjligt vattendelarläge) till utströmning (se figurerna 1 och 2). Det är enklast att etablera en transekt med provtagningsrör från utströmningsområdet i anslutning till ett ytvattendrag vinkelrätt mot höjdkurvorna mot vattendelaren (se figur 1).



Figur 1. Förslag till etablering av grundvattenrör i ett avrinningsområde med integrerad övervakning.



Figur 2. Illustration av en sluttning och lägen för grundvattenrör och lysimetrar.

Då syftet är inskränkt till övervakning av grundvattnet i sig är det tillräckligt att etablera rör i inströmningsområdet för provtagning på två nivåer. Den översta intagsnivån skall vara ca 1 m under årsmedelgrundvattennivån (uppgifter om grundvattensituationen i förhållande till årsmedelvärde för en viss plats kan fås genom SGUs grundvattennät) medan den lägre nivån skall vara 1,5 m djupare (Enligt metodiken rikstäckande miljöövervakning, för grundvatten).

I en normalt bruten skoglig moränterräng är de hydrogeologiska förhållandena okomplicerade. Grundvattnets flödesriktningar följer topografin. Jordtäcket mäktighet och hydrauliska egenskaper samt topografin avgör dock om jordlagret är grundvattenförande. I det odlade landskapet, som oftast utgörs av olika typer av sediment, kan förhållandena vara mer komplicerade. De småskaliga (över större områden) förhållandena kan ha större inverkan på grundvattnets flödesriktning och fördelningen mellan in- och utströmningsområden. Etablering av grundvattenprovtagningsrör på observationsfält och i typområden för övervakning av jordbrukets miljöpåverkan skall därför föregås av en något grundligare studie av de hydrogeologiska förhållandena. De geohydrologiska förhållandena såväl på som i landskapet runt fältet klarläggs för att utröna grundvattnets strömningsmönster. För att klara det sistnämnda sätts piezometrar (rör i vilka grundvattnets trycknivå mäts) ut. Piezometerrör till mer än en nivå bör sättas för att få en uppfattning bl. a. om fältet ligger i ett in- eller utströmningsområde. Fler än ett grundvattenkemirör bör också sättas för att studera vattnet på olika djup (se ovan). En profilstudie med avseende på jordartsammansättning skall göras där grundvattenrören skall sättas.

Etableringen måste således föregås av en hydrogeologisk undersökning (se *undersökningstypen "Hydrogeologi"*). Den hydrogeologiska undersökningen skall också tjäna som underlag till beslut om det är motiverat att övervaka grundvatten. Om syftet med övervakningen är att övervaka jordbrukets inverkan på grundvattnets kvalitet är det av ringa värde att förlägga provtagningspunkter i grundvattenmagasin, som inte mottar vatten som perkolerat genom jordbrukspåverkad mark. Det kan vara fallet om jordbruksmarken utgörs av mäktiga täta leror eller ligger i utströmningsläge.

Provtagningsrör

Materialet i grundvattenrören måste vara inert så att det inte kontaminerar grundvattnet. De skall inte heller adsorbera kemiska substanser. Syralakade rör i polyeten rekommenderas. Laktester har visat att metaller förekommer på rörens yta, men att de lätt avlägsnas genom lakning med utspädd syra.

Rörsättning innebär alltid en påverkan på och omflyttning av jordmaterialet. Användning av spolvatten vid borring och rensning av rören påverkar grundvattnet i silens närmaste omgivning. Det betyder att provtagningen i början egentligen utförs under störda förhållanden. Man skall därför vara mycket försiktig med tolkningen av första årets analyser.

Det är viktigt att det sluter tätt mellan jordmaterial och rör, så att inte vatten rinner vertikalt längs rörets ytersida. Det kan åtgärdas genom att på markytan göra en avskärmning runt rören av inert plastmaterial.

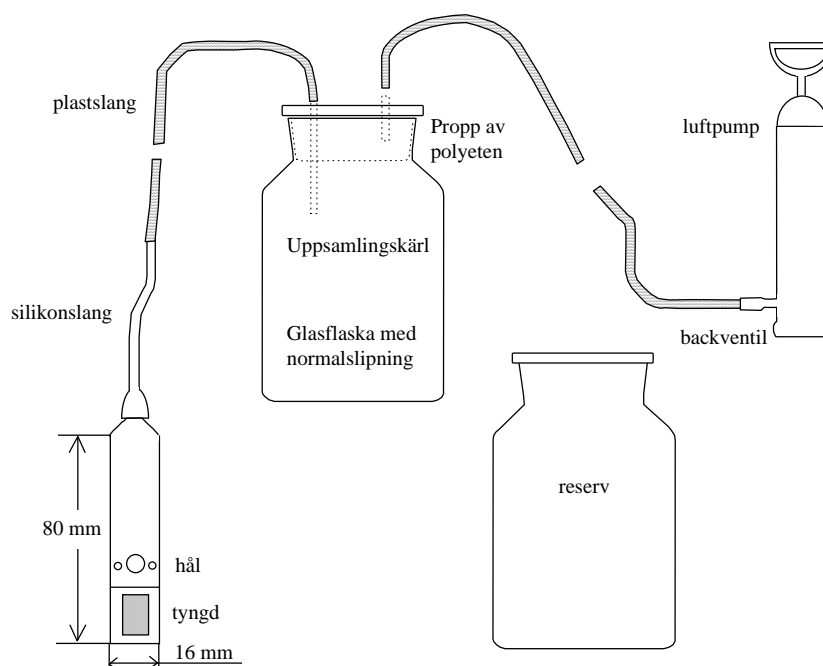
Provtagningsutrustning

Provtagningsutrustningen skall alltid vara tillverkad i inerta material, åtminstone de delar som kommer i kontakt med det presumtiva provet.

I de fall grundvattenytan inte ligger djupare än 6 meter under markytan kan det oftast vara tillräckligt att använda en enkel manuell provtagningsutrustning med en sugpump. Nedan

beskrivs en sådan provtagningsutrustning, (se figur 3). Den del av provtagningsutrustningen som förs ned i provtagningsröret under grundvattenytan är en ihålig cylindrisk kropp i grå PVC-plast. Den är försedd med en inbakad tyngd i botten, så att den lätt sjunker. Vatten strömmar in genom hål i cylinderns vägg. En ofärgad silikonslang är ansluten i toppen av cylindern. Dessa delar förvaras under transport i ett skyddsrör av grå PVC. Skyddsröret är fyllt med avjoniserat vatten, som byts mellan varje provtagning. Vid provtagning ansluts silikonslangen till en längre plastslang som i sin tur är ansluten till en normalslipad 0.5 - 2 l pyrexflaska försedd med en polyetenpropp. Polyetenproppen har två slanguttag, en till provtagaren och en till en luftpump, som i princip är en konverterad cykelpump med backventil. Genom pumpning skapas undertryck i flaskan och grundvatten sugs upp i uppsamlingskärlet (pyrexflaskan) utan att komma i kontakt med omgivningen. När polypropylenproppen inte används placeras den i ett extra uppsamlingskärl för att undvika nedsmutsning.

En svaghet med sugpumpar är att det inte går att undvika gasavgång. Det kan karbonatbuffert - systemet. Peristaltiska pumpar är därvid ett alternativ. Då grundvattnet ligger så djupt att det inte går att suga upp måste olika typer av hämtare eller dränkbara pumpar användas. Det väsentliga är att pumpens delar inte kontaminerar proven. På marknaden finns idag ett antal sk "pumpar för miljöprovtagning". Provning av deras egenskaper före reguljär användning rekommenderas dock.



Figur 3. En enkel provtagningsutrustning

Filtrering

Vatten som skall analyseras på metaller skall konserveras med syra. Det innebär att de dessförinnan måste filtreras. Vatten som pumpas upp ur ett rör innehåller en större eller mindre mängd minerogena partiklar. Om lerpartiklar är närvarande vid syratillsättningen kan metaller som är associerade till leran frigöras. Analysen visar då för höga metallhalter. En annan orsak till att filtreringen bör ske redan i fält är att adsorption av t ex. tungmetaller till de negativt ytladdade lerpartiklarna under transport och lagring förhindras.

Lösta metaller brukar definieras som den fraktion som passerar genom ett membran med 0.40 - 0.45 μm pordiameter. Man måste dock vara medveten om att kolloider, hydroxider och även små lerpartiklar kan tränga igenom. Det är därför bättre att ange att analysen är utförd på prov filtrerat genom 0.45 μm filter, i stället för att ange att analysen representerar den lösta fraktionen. Filtreringsutrustningen bör vara tillverkad av teflon, polyeten, polypropen, plexiglas eller polykarbonat för att tåla rengöring genom lakning i syra. Filtren skall syratvättas och sköljs i metallfritt destillerat/avjoniserat vatten före användning.

Provtagning

I de fall provtagningspunkten utgörs av ett provtagningsrör sker provtagningen enligt nedan:

1. **Mät grundvattennivån med kluck- eller kabelljuslod.** Loden bör vara inplastade, men det är inte helt nödvändigt, då vattnet skall omsättas. Grundvattennivån noteras. Inneslutna vattenvolymer beräknas.
2. **Omsättningspumpa.** Skall provet representera grundvattnet närmast provtagningsrörets sil, vilket är syftet i denna övervakningen, omsätts den inneslutna volymen 1,5 till 2 gånger. Genom att hålla slangens ände alldeles under grundvattenytan i rören förhindras att "stagnant" vatten blir kvar i rören.
3. **När färskt vatten har runnit till påbörjas provtagningen.** Sätt engångsplasthandskar på händerna om proverna skall analyseras på tungmetaller. Pumpa upp lite vatten i uppsamlingskärlet och skölj ur det (undvik att stöta slangens vattenintag i botten, eftersom det grumlar vattnet ytterligare). Pumpa upp vatten så att, om möjligt, uppsamlingskärlet i det närmaste fylls. Dock minst 3 (2) gånger den önskade provvolymen (så att det räcker till sköljningarna). Lyft den inslipade plastproppen och sätt den på det extra uppsamlingskärlet, så att den inte förorenas.
4. **Polyetenflaskan** (oftast 250 ml) avsedd för prov som skall analyseras på pH, konduktivitet, TOC, NH_4 och anjoner **sköljs med vatten från uppsamlingskärlet.** Fyll därefter flaskan försiktigt till brädden, och skruva på locket, så att så få luftbubblor som möjligt finns kvar i flaskan.
5. **Skölj filtrerings-sprutan med provvattnet** från uppsamlingskärlet. Kassera sköljvattnet. Fyll återigen sprutan. Vid användning av löst membranfilter placeras detta med hjälp av plastpincett i filterhållaren och spolras på plats med destillerat eller avjoniserat metallfritt vatten. Används engångsfilterhållare, apteras denna direkt på sprutan. (Proceduren blir naturligtvis något annorlunda om t ex ett slutet system används). De första 10 ml vatten

som passerar filtret kasseras.

Den syratvättade polyetenflaskan som är avsedd att fyllas med vatten för metallanalyser förvaras i dubbla plastpåsar. Plastpåsar öppnas, locket tas av och placeras så att det inte förorenas. Återstoden av vattnet i sprutan filtreras ned i flaskan. Vid eventuellt filterbyte sköljs filterhållaren noggrant med metallfritt vatten i flera omgångar.

6. **Fältbestämningar av temperatur, pH, konduktivitet och syre görs så fort som möjligt** för att minimera förändringar. Bäst utförs dessa genom användning av flödescell som förhindrar kontakt mellan provet och atmosfären.
7. **Proverna transporteras så fort som möjligt till laboratoriet i kylboxar.** Konservera proverna för metallanalyser med 0.5 ml konc. HNO₃ suprapurkvalitet per 100 ml prov, efter det att den yttre plastpåsen avlägsnats utanför laboratoriets renrum. Syran tillsätts med tryckpipett med syratvättad polypropenspets i dammfritt utrymme.

Provtagning av källor

Provtagningsmetodik enligt "Provtagning" med följande modifieringar:

- Vattnet behöver inte omsättas före provtagning
- Flaskan för analys av alla variabler utom metaller fylls till brädden direkt i källan efter två sköljningar med källvattnet. Undvik dock ytfilmen.
- Det prov som skall filtreras suggs upp direkt från källan i filtreringssprutan efter det att sprutan sköljts två gånger med källvattnet.

Provtagning av brunnar

Provtagning av brunnar görs om möjligt direkt i brunnen eller i tappkran vid brunnen, innan vattnet kommit i kontakt med ledningsnätet. Vattnet skall vara väl omsatt före provtagning. Om det inte är möjligt att provta direkt i brunnen utförs provtagning på väl omsatt kranvatten. Detta är viktigt både för att omsätta vattnet i brunnen och vattnet i ledningssystemet. Vattnet omsätts genom att låta vattnet spola tills vattnet håller en jämn låg temperatur. Vidare måste kontrolleras att någon vattenbehandling i form av t.ex. avhärdning inte förekommer. Det bör dock noteras att en viss påverkan från brunn och ledningsnät sker även på ett väl omsatt kranvatten.

Tillvaratagande av prov, analysmetodik

Proverna transporteras så fort som möjligt till laboratoriet i kylboxar. Provflaskorna skall förvaras i mörkt kylrum (+4°C) tills analyserna påbörjas. Tiden mellan provtagning och analys skall vara så kort som möjligt, speciellt för de mest känsliga konstituenterna som t ex ammonium och nitrat + nitrit (max. < 3 dag).

Bakgrundsinformation

Beskrivning av provtagningspunkten, koordinater, provtagningsnivå (under markytan och m. ö.h.) och dess tillrinningsområde m a p geologi, geokemi (*se undersökningstypen "Geokemi/Mineralbestämning"*), hydrogeologi (*se undersökningstypen "Hydrogeologi"*) och klimat.

Utvärdering

Rutinmässig utvärdering av insamlade data bör göras i enlighet med de redovisningsformer som ges i Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Grundvatten (BDG).

Bearbetning av de tidsmässiga variationerna kan utföras enligt en rad olika metoder som finns att tillgå i statistisk litteratur. Vid studier av de tidsmässiga variationerna hos en given mätstation är det viktigt att tänka på att dela upp variationsmönstret i olika komponenter. Den totala variationen kan delas upp i variation inom året och mellan olika år.

Mellanårsvariationen kan i sin tur delas upp i en variation av slumpässig karaktär och en trend. En sådan trend kan skattas genom att beräkna årsvisa medelvärden och därefter genomföra en traditionell regressionsanalys. Regressionsanalysen visar styrkan hos trenden, dvs. riktningskoefficienten vid enkel, linjär regression. Säkerheten (eller signifikansnivån) hos trenden uttrycks i form av det så kallade p-värdet där värden under 0,05 brukar vara ett mått på signifikant samband. I tolkningen av trender bör hänsyn tas till klimatologiska faktorer, som bl. a. återspeglas i grundvattnets nivåfluktuationer.

Kvalitetssäkring

En kvalitetssäkring av grundvattenprogrammet innebär att hela kedjan av insatser från den hydrogeologiska undersökningen via rörsättning, provtagning och provhantering utförs i enlighet med anvisningarna för de anvisade undersökningstyperna.

Den känsligaste länken i kedjan till analysresultat är provtagningen. Det är väsentligt att metodiken för provtagning och provbehandling följs, så att analysresultat både i tid och rum är jämförbara. Rena förbättringar kan göras för att undanröja variabiliteten i påverkan av t ex atmosfären, men förändringar som innebär analys av annan fraktion (förändring av porstorleken vid filtrering), utebliven konservering eller andra avsteg från given metodik får inte göras.

Analyserna skall utföras av ackrediterade laboratorier. Huvudkonstituenternas tillförlitlighet kontrolleras genom jonbalansberäkning och kontroll mot konduktiviteten.

Differensen mellan anjoner och katjoner bör vara <10 %. Om en större skillnad inte kan förklaras med t ex låg jonstyrka på vattnet bör analysen kontrolleras. Beräknad konduktivitet kontrolleras mot uppmätt konduktivitet. Skillnaden bör vara <15%. Differensen ökar oftast när pH är lågt (under 5) och konduktiviteten låg.

Övriga konstituenterna kontrolleras genom rimlighetsbedömning.

Den hydrogeologiska undersökningen skall utföras av hydrogeologisk expertis.

Exempel på beräkning av jonbalans och specifik ledningsförmåga:

Jonbalansen beräknas på anjonerna sulfat, klorid, nitrat, och vätekarbonat. För katjoner används jonerna kalcium, magnesium, natrium och, kalium.

Följande analysresultat erhålls (exempel):

Determinand		Omräkning till mekv/l
pH	7,32	$1000 * 10^{-7,32}$
Konduktivitet	48,4 mS/m 25 C	
Alkalinitet	284,9 mg/l	4,669 mekv/l
SO ₄ ²⁻	8,89 mg/l	0,185 mekv/l
Cl ⁻	6,38 mg/l	0,180 mekv/l
F ⁻	0,38 mg/l	0,02 mekv/l
Ca ²⁺	100,3 mg/l	5,006 mekv/l
Mg ²⁺	3,04 mg/l	0,252 mekv/l
Na ⁺	3,68 mg/l	0,160 mekv/l
K ⁺	0,70 mg/l	0,018 mekv/l
Ammoniumkväve	1 µg/l	
Nitratkväve	1 µg/l	

Jonbalansberäkning:
$$\frac{[SO_4] + [Cl] + [NO_3-N] + [HCO_3] - ([Ca] + [Mg] + [Na] + [K])}{(([SO_4] + [Cl] + [NO_3-N] + [HCO_3] + [Ca] + [Mg] + [Na] + [K])/2)}$$

Numeriskt:
$$\frac{0,185+0,180+0,001/14+4,669 - (5,006+0,252+0,160+0,018)}{((0,185+0,180+0,001/14+4,669 + 5,006+0,252+0,160+0,018)/2)} = -7,7 \% \quad \text{OK}$$

Konduktivitet:
$$S[HCO_3] + S[SO_4] + S[Cl] + S[NO_3-N] + S[Ca] + S[Mg] + S[Na] + S[K] + S[NH_4] + S[H] = K_{beräknad}$$

Korrigerad konduktivitet: $K_{kor} = f * K_{beräknad}$; där $f = 0,98$ för $K_{beräknad} \leq 15$
 $f = 0,95$ för $15 < K_{beräknad} \leq 30$
 $f = 0,92$ för $K_{beräknad} > 30$

Differens:
$$K_{uppmätt} - K_{kor} / ((K_{uppmätt} + K_{kor})/2)$$

Numeriskt:
$$4,45 * 4,669 + 8,0 * 0,185 + 7,631 * 0,180 + 7,142 * 0,001 + 5,947 * 5,006 + 5,3 * 0,252 + 5,008 * 0,160 + 7,348 * 0,018 + 7,35 * 0,001 + 34,965 * 1000 * 10^{-7,32} = 55,68$$

$$K_{\text{kor}} = 0,92 * 55,68 = 51,23$$

$$48,4 - 51,23 / ((48,4 + 51,23)/2) = -5,7 \%$$

OK

Konduktivitet: mS/m 25 °C

Kalcium	5,947
Magnesium	5,30
Natrium	5,008
Kalium	7,348
Väte	34,965
Ammoniumkväve (mg/l)	7,35
Vätekarbonat	4,45
Sulfat	8,00
Klorid	7,631
Nitratkväve (mg/l)	7,142
Fluorid	5,54

Rapportering, presentation

En likartad presentation underlättar jämförelser mellan olika regioner och år. Resultatet presenteras med fördel enligt anvisningarna i Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Grundvatten (BDG), kapitel redovisningsformer (NV 1999).

Datalagring, datavärd

Resultaten av provtagningen ska datalagras och lämnas till databasvärd. Datavärd för undersökningar av brunnar och källor är SGU.

SGU
Box 670
751 28 Uppsala

Kontaktperson: Mats Aastrup, 018-179168

Kostnadsuppskattning

Kostnadsuppskattningen är av förklarliga skäl en grov uppskattning. Områdets geografiska läge spelar ju naturligtvis en stor roll, både för etablerings- och provtagningskostnader. Vinster kan göras genom samordning av provtagningar, mätningar eller observationer med andra program etc. Fördelaktiga avtal med laboratorier kan minska analyskostnader.

Provtagningsrör

Kalkylen grundar sig på sex provtagningsrör som provtas sex gånger per år. Rören ligger i en transekt i en sluttning 50 km från provtagarens arbetsplats.

Fasta kostnader och tidsåtgång

<i>Engångskostnader</i>	Tidsåtgång	Kostnad
Borrningar och rörsättning av 6 rör	16 timmar	35 000:-
Provtagningsutrustning		2 500:-
Instrument f. pH, O ₂ och konduktivitet		15 000:-
Filtreringsutrustning		350:-
Flaskor		550:-
<i>Summa engångskostnader:</i>		53 400:-

<i>Årliga driftskostnader</i>	Tidsåtgång	Kostnad
Provtagningar		
Förberedelser (flasktvätt, kalibreringar och instrumentunderhåll etc)	8 tim x 6 provtagningar	26 160:-
Provtagning inkl. restid	8 tim x 6 provtagningar	26 160:-
Behandl. av proverna	2 tim x 6 provtagningar	6 540:-
Resekostnader (beräkn. på ca 10 mil)		1 500:-
Filter, kemikalier etc		1 500:-
<i>Summa : Provtagningskostnader</i>		61 860:-

<i>Datahantering</i>		Kostnad
Inmatning i databas	1 tim x 6 analysomgångar	3 270:-
Kvalitetssäkring av analyser	6 tim/år	3 270
Rapportering till datavärd	3 tim/år	1 635:-
Bearbetning vart 6:e år (96 tim)		10 320:-
61 920:-		
<i>Summa datahantering och bearbetning:</i>		18 495:-
<i>Summa årliga driftskostnader:</i>		80 355:-

Analyskostnader

Analyskostnader (inkl. kontroll av analysresultat)	Kostnad
	basprogram 27 000:-
	Tillägg analyser jordbruksmark (typområden, prioritet 1) 10 100:-
	Tillägg analyser skogsmark (integrerad/intensiv prioritet 1) 20 700:-

Brunnar och källor

Urval av 60 brunnar för extensiv övervakning ca 40 timmar. Dokumentation av brunnarna 140 timmar. Tidsåtgången för provtagning 1,5 tim/brunn. Beräkning av analyskostnader se nedan.

Determinand	Analyskost- nad (SEK)
Provberedning	45
pH+konduktivitet	25 – 150
Alkalinitet	25 – 100
PO ₄ -P	45
SS	45 – 135
NH ₄ -N	45 – 110
NO ₃ -N	45 – 110
TOC	45 – 210
K*	45
Na*	45
Mg*	45
Ca*	45
Cl	45 – 115
SO ₄	45 – 115
Tot-P	90 – 160
Tot-N	90 – 160
Aciditet	
Mn*	
Fe*	
Cd*	
Pb*	
Zn*	
As*	
Tot-Al*	

* Metaller analyseras med dagens analysteknik sällan en och en. Det lönar sig inte att lägga till någon enstaka metall. Undersök istället priserna för relevanta analyspaket, där gränserna är tillräckligt låga för att ge meningsfull information.

Referenser

1. Gotlands län, 1994: Äldre grundvattendata i Gotlands län, Projektredovisning till Statens Naturvårdsverk – Utkast
2. International standard ISO 5667/11 - 1991 : Water quality - Sampling - Part 11: Guidance on sampling of groundwaters
3. International standard ISO 5667/1 - 1980 : Water quality - Sampling - Part 1: Guidance on the design of sampling programmes
4. Mats Aastrup, Jonas Gierup, Stefan Löfgren och Göran Risberg, 1993: Pilotprojekt för övervakning av brunnar i jordbruksbygd, SGU-rapport utarbetad på uppdrag av Statens Naturvårdsverk.
5. Naturvårdsverket Rapport 4915 - 1999 : Bedömningsgrunder för miljökvalitet Grundvatten
6. The Working Group for Environmental Monitoring - Nordic Council of Ministers 1989: Methods for Integrated Monitoring in the Nordic Countries, Miljörapport 1989:11
7. Finnish Environment Institute, IM Programme Centre 1998: Manual for Integrated Monitoring August 1998; UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution - Internationell Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems
8. Brink N., Gustafson A. & Persson G. 1978. Förluster av växtnäring från åker. Ekohydrologi nr 1. Avd. för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
9. Gustafson A. 1987. Water Discharge and Leaching of Nitrate. Ekohydrologi nr 22. Avd. för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
10. Hoffman, M. & Ellström Wall, S. 1993. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK's stationsnät för agrohydrologiska året 91/92 samt en långtidsöversikt. Ekohydrologi nr 32. Avd. för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.