



CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
GEOHYDROLOGISKA FORSKNINGSGRUPPEN

Geologi
Geoteknik med grundläggning
Vattenbyggnad
Vattenförsörjnings- och avloppsteknik

ISSN 0347 - 8165

Sårbarhetsklassificering av grundvatten

Rapport från en studieresa i USA

Lars Rosén





ISSN 0347 - 8165

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
GEOHYDROLOGISKA FORSKNINGSGRUPPEN

Geologi
Geoteknik med grundläggning
Vattenbyggnad
Vattenförsörjnings- och avloppsteknik

Sårbarhetsklassificering av grundvatten

Rapport från en studieresa i USA

Lars Rosén



Adress : Geohydrologiska forskningsgruppen
Chalmers tekniska högskola
412 96 Göteborg
Tel. 031/72 21 67

PROJEKTLEDARENS FÖRORD

Miljöeffekterna till följd av avfallsdeponering har i Sverige varit ett försummat ämnesområde både vad gäller kännedom om medverkande processer och tillgängliga angreppsstrategier. Sedan ett par år har vid Geologiska institutionen CTH/GU dessa och angränsande problem varit föremål för forskningsinsatser. Arbetet har delvis finansierats med anslag från Naturvårdsverket och Byggforskningsrådet, delvis genomförts i form av elevarbeten.

Som ett led i att utforma lämpliga strategier för geohydrologiska undersökningar fick Lars Rosén hösten 1986 i uppdrag att tillämpa LeGrands metod på nedlagda avfallsdeponier i Göteborgstrakten. Resultatet blev så gott att kontakt etablerades med Harry LeGrand. Med hjälp av ett anslag från Byggforskningsrådet kunde ett besök i Sverige av Harry LeGrand arrangeras hösten 1987. De diskussioner som då fördes var till mycket stor nytta. Ett resultat blev att en studieresa till USA kunde arrangeras för Lars Rosén. Resultatet av studieresan framgår av föreliggande rapport, vilken bekostats av Naturvårdsverket.

Arbetet har sedan fortsatt med inriktning på att testa de amerikanska metoder Lars Rosén kom i kontakt med under sin studieresa. För närvarande (hösten 1988) pågår grundvattenklassificering med hjälp av DEQE-systemet och DRASTIC i två västsvenska kommuner (Kungsbacka och Borås) som ett led i kommunernas översiktsplanering.

I egenskap av projektledare kan jag konstatera att vårt arbete aldrig skulle ha avancerat så snabbt och med så gott resultat utan de medverkande personernas djupa engagemang. Såväl Lars Rosén som Harry LeGrand har delvis ställt upp utan skälig ersättning. Min förhoppning är att det påbörjade arbetet skall kunna fullföljas och resultera i för svenska förhållanden väl anpassade arbetsmetoder för sårbarhetsklassificering av grundvatten och planering av grundvattenförorenande verksamheter.

Göteborg i november 1988

Olov Holmstrand

FÖRFATTARENS FÖRORD

Under hösten 1987 fick jag möjlighet att göra en studieresa till USA för att studera olika metoder för sårbarhetsbedömning av grundvatten. Då det i Sverige tidigare gjorts små insatser för att utvärdera grundvattens känslighet för förorening kändes det mycket intressant att få komma i kontakt med arbetssätt i ett land där man under lång tid arbetat med utvärderingar av det här slaget.

Det är min förhoppning att detta arbete skall kunna bidra till att vi i Sverige kan utveckla en metodik för att på ett riktigt sätt skydda och utnyttja våra grundvattentillgångar. Då de metoder som presenteras i denna rapport samtliga befunnits vara intressanta för Sverige är det angeläget att de testas i större skala för en lättare anpassning till svenska förhållanden. Av stor vikt är också att kontakter upprätthålls med de personer som utvecklat och arbetar med metoderna i USA.

Jag vill främst rikta ett varmt tack till Olov Holmstrand som fungerat som handledare under sammanställningen av denna rapport.

Ett mycket stort tack också till Harry E LeGrand som gjorde studieresan möjlig genom sin förmedling av kontakter. Tack för ett mycket generöst mottagande i Raleigh, North Carolina. Tack också Undine.

Jag vill också tacka Lars Nordberg och Statens naturvårdsverk, som finansierat sammanställningen av denna rapport.

Ett stipendium från Helge Ax:son Johnsons Stiftelse möjliggjorde resan över till USA. Ett stort tack för detta bidrag.

Jag vill vidare rikta ett tack till de personer som så intresserat och välvilligt ställde upp på sammanträffanden och möten i USA: David Y Terry och Donovan R Bowley vid DEQE i Boston, W Joseph Alexander vid Research Triangle Institute, Bob Cheek vid North Carolina Department of Natural Resources, Ralph C Heath, personalen vid EPA's regionkontor i Atlanta, Georgia, Ben Davenport och Tommy Stump vid First Piedmont Corporation i Chatham, Virginia, samt personalen vid USGS's delstatskontor i Raleigh, North Carolina.

Lisbeth Teiffel har oförtrutet arbetat med ordbehandling och utskrift av textmassan. Ett stort tack för detta.

Chester Svensson läste manus och gav värdefulla synpunkter.

Slutligen också ett tack till Karin. Vi gjorde en resa som är oförglömlig.

Göteborg i november 1988

Lars Rosén

	<u>Sid</u>
INNEHALLSFÖRTECKNING	
PROJEKTLEDARENS FÖRORD	i
FÖRFATTARENS FÖRORD	ii
INNEHALLSFÖRTECKNING	iii
SAMMANFATTNING	v
SUMMARY IN ENGLISH	vii
1. INTRODUKTION	1
2. DEQE'S GROUNDWATER MANAGEMENT PROJECT	3
2.1 Inledning	3
2.2 Wellhead Protection Program (WPP) och Aquifer Land Acquisition Program (ALA)	4
2.3 Groundwater Quality and Protection ... A Guide for Local Officials	7
2.3.1 Kapitel 1	7
2.3.2 Kapitel 2	7
2.3.3 Kapitel 3 och 4	9
2.3.4 Sammanfattning	9
2.4 Water Supply Protection Atlas Handbook	10
2.4.1 Vattenutvinning	10
2.4.2 Föroreningskällor	14
2.4.3 Akviferinformation	17
2.4.4 Avrinningsområden	18
2.4.5 Hur används Water Supply Protection Atlas?	18
2.4.6 Diskussion	20
2.5 Massachusetts Hydrogeologic Information Matrix	20
2.6 Kort beskrivning av övriga handböcker	22
2.7 Utveckling av liknande program i Sverige	23
2.8 Guide to Contamination Sources for Wellhead Protection	25
2.8.1 Handbokens syfte	26
2.8.2 Handbokens uppläggning	26
2.8.3 Handbokens användning	32
2.8.4 Utvärdering	34
3. LeGRAND-SYSTEMET	35
3.1 Inledning	35
3.2 Beskrivning av LeGrand-systemet	36
3.2.1 Etapp 1	36
3.2.2 Etapp 2	44
3.2.3 Etapp 3	46
3.2.4 Etapp 4	48
3.2.5 Sammanfattning av metoden	50
3.3 Grundläggande faktorer och synsätt för LeGrand-systemets utformning	50
3.3.1 Inledning	50
3.3.2 Faktorerers inbördes samband	52
3.3.3 Konstruktion av scheman i LeGrand-systemet	53
3.3.4 Diskussion	54

3.4	Erfarenheter från Massachusetts	54
3.4.1	Hur utvärderingarna genomfördes	55
3.4.2	Resultatens redovisning	56
3.4.3	Utvärderingarnas resultat	58
3.4.4	Jämförelse med resultat från Sverige	58
3.4.5	Rekommendationer med utgångspunkt från resultaten	59
3.4.6	Sammanfattning	61
3.5	Erfarenheter från North Carolina	61
3.6	Erfarenheter från utvärdering av avfallsdeponier i Göteborgs kommun	62
3.6.1	Inledning	62
3.6.2	Utförande	63
3.6.3	Resultat	63
3.6.4	Sammanfattning	64
3.7	Erfarenheter från riskklassificering av en motorvägssträcka	64
3.8	Jämförelser med andra utvärderingssystem	65
3.9	LeGrand-systemets användning i Sverige	68
4.	GRUNDTVATTENSKYDDANDE ARBETE INOM USEPA	70
4.1	Inledning	70
4.2	USEPA's organisation	71
4.3	Clean Water Act (CWA)	71
4.4	Safe Drinking Water Act (SDWA)	73
4.5	Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act (FIFRA)	74
4.6	Toxic Substances Control Act (TSCA)	75
4.7	Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)	75
4.8	Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA eller "Superfund")	77
4.8.1	Inledning	77
4.8.2	Beskrivning av Superfund	78
4.8.3	Besök på en Superfund-plats	80
4.8.4	Diskussion	80
4.9	Diskussion	83
5.	DRASTIC	84
5.1	Inledning	84
5.2	Beskrivning av DRASTIC	84
5.2.1	Hydrogeologiska miljöer	84
5.2.2	Klassificeringssystemet DRASTIC	87
5.2.3	Arbetsgång vid en DRASTIC-klassificering	94
5.2.4	Hur används resultaten från DRASTIC?	94
5.3	Erfarenheter från arbete med DRASTIC i USA	96
5.3.1	Projektets genomförande	96
5.4	Diskussion	99
6.	SLUTSATSER	101
7.	REFERENSER	102

SAMMANFATTNING

I föreliggande rapport beskrivs och diskuteras tre olika amerikanska system för utvärdering av platsers och områdets känslighet för grundvattenförorening. Metoderna bedöms samtliga vara av intresse för grundvattenskyddande arbete i Sverige.

De tre beskrivna systemen är följande:

- 1) DEQE's Groundwater Management Project: Detta projekt är egentligen staten Massachusetts samlade insatser i arbete med skydd av grundvatten och innehåller både ett kartsystem visande olika typer av hydrogeologisk information, placering av vattentäkter och föroreningskällor etc, och ett antal handböcker vilka skall vägleda vid planering och beslut i grundvattenfrågor.

Man har i Massachusetts mycket goda erfarenheter från användning av kartsystemet och handböckerna och man anser metoden ge ett gott informationsunderlag för planering och beslut gällande skydd av grundvatten.

- 2) LeGrand-systemet: Genom att på ett standardiserat sätt väga hydrogeologiska faktorer mot den aktuella föroreningens allvarlighet erhålls ett värde på den aktuella platsens föroreningspotential.

Systemet används för närvarande i två amerikanska delstater; i Massachusetts som ett led i DEQE's Groundwater Management Project och i North Carolina för lokalisering av lämpliga platser för industrier, avfallsanläggningar, underjordiska tankar etc. United States Environmental Protection Agency kommer också med sannolikhet att börja använda LeGrand-systemet över hela USA inom det s k Wellhead Protection Program.

LeGrand-systemet har dessutom använts i ett par mindre arbeten i Göteborgsregionen.

Samtliga arbeten med systemet visar på goda erfarenheter. Metoden är lätt att använda och erfarenheterna visar att de erhållna resultaten är tillförlitliga. LeGrand-systemet bör utan problem kunna användas i Sverige. Några mindre modifieringar med hänsyn till svenska förhållanden kan sannolikt ytterligare underlätta en användning i Sverige men bedöms inte vara nödvändiga.

- 3) DRASTIC: Detta system innebär att det med hänsyn till ett områdes hydrogeologiska förutsättningar konstrueras en karta visande områdets känslighet för grundvattenförorening. DRASTIC är framtaget av USA's National Water Well Association (NWWA) på uppdrag från USEPA.

Systemet har använts i flera omfattande utvärderingar i USA och man vill inom EPA att det skall tillämpas i så stor omfattning som möjligt. Dock uppstår en del frågetecken då DRASTIC studeras. Det gäller främst val av ingående parametrar och hur dessa "vägs" i förhållande till varandra.

Vid samtal med Harry LeGrand och Ralph Heath, vilka var de mest betydande personerna i DRASTIC-projektets inledningsskede, bekräftas dessa frågetecken. LeGrand och Heath har båda dragit sig ur projektet eftersom de inte tycker DRASTIC motsvarar deras förväntningar.

Föreliggande rapport visar att samtliga av de ovan nämnda klassificeringssystemen bör kunna användas i Sverige. Av stor vikt torde dock följande punkter vara innan någon storskalig användning kan komma till stånd:

- Att målen med utvärderingarna noga klarläggs; Skall de vara platsspecifika eller övergripande? Skall enbart hydrogeologiska faktorer utvärderas eller skall hänsyn tas även till aktuella föroreningars egenskaper? Vilken kartskala är lämplig att arbeta i? Hur mycket får utvärderingarna kosta i tid och pengar? etc.
- Att det/de system som befins vara intressanta testas inom ett större pilotprojekt.
- Att erfarenheter jämförs och diskuteras med personer som arbetar med de amerikanska projekten.
- Att utvärderingarna genomförs av kompetent och hydrogeologiskt kunniga personer.

Följande förslag till arbetsgång vid grundvattenskyddande arbete inom ett område ges i kapitel 6 om Slutsatser (jfr även LeGrand, kap 3).

- 1) Området utvärderas enligt DEQE-systemet (kartsystemet i DEQE's Groundwater Management Project) eller DRASTIC.
- 2) Föroreningskällorna (befintliga och planerade) klassificeras med LeGrand-systemet.
- 3) Detaljerade undersökningar genomförs med ledning av resultaten från 1) och 2).
- 4) Återställande åtgärder vidtas.

SUMMARY IN ENGLISH

This report describes and discusses three different American systems for evaluating groundwater vulnerability. The three methods should all be of interest for groundwater management in Sweden.

The three systems described are:

- 1) DEQE's Groundwater Management Project: This project is staffed by DEQE in Massachusetts. The purpose of the project is to disseminate information about various aspects of groundwater management to planners and decisionmakers.

As a part of this effort DEQE has prepared a series of maps and transparent overlays showing hydrogeological conditions, locations of waste sources and water supplies, etc. Another part of the project is a number of handbooks intended to provide guidance in groundwater protection work.

The State of Massachusetts has good experiences from using the mapping-system and the handbooks. The method is considered to give valuable support to decisionmakers in order to protect groundwater from contamination.

- 2) The LeGrand-System: By weighing hydrogeological factors against contaminant severity in a standardized way, a groundwater contamination potential is obtained for the waste-site in question.

The system is currently used by two states in the USA; in Massachusetts as a part of DEQE's Groundwater Management Project and in North Carolina for finding suitable locations for industries, waste-sites, underground storage tanks, etc. The United States Environmental Protection Agency (USEPA) will likely use it for the entire USA within the so called Wellhead Protection Program.

The LeGrand-System has also been applied in the Göteborg region.

All applications speak in favour of the method. It is easy to work with and provides reliable results. The LeGrand-system can, probably without any difficulties, be used in Sweden. Some minor modifications, with respect to Swedish conditions, would likely further facilitate an application in Sweden, but are not considered to be necessary.

- 3) DRASTIC: A map showing groundwater vulnerability within an area is produced with respect to hydrogeological conditions. The system is prepared by the National Water Well Association (NWWA) for USEPA.

DRASTIC has been used in several major evaluation studies in the USA. However, during studies with DRASTIC some remarks have been made, primarily concerning the hydrogeological parameters and their weights and ratings.

When speaking to Harry LeGrand and Ralph Heath, the two most important individuals in the development of the early DRASTIC-project, these remarks are confirmed. LeGrand and Heath both left DRASTIC at an early stage because it did not correspond to their expectations.

This work states that all three of the above mentioned classification-systems can likely be used in Sweden. Of great importance are, however, the following notes:

- The aim of the evaluations has to be made clear; Should the evaluations be site-specific or not? Are only hydrogeological parameters of interest or should the entire situation be evaluated? What mapscale is appropriate to work with? How much time and money can be assigned for the evaluations? etc.
- The systems should be applied in large-scale tests here in Sweden.
- Experiences from Sweden should be discussed with developers and users of the systems in the USA.
- The evaluations have to be carried out by hydrogeologically skilful personnel.

The following approach in groundwater management is suggested in Chapter 6 (compare also LeGrand in Chapter 3).

- 1) The area in question is evaluated with the DEQE-system (the mapping-system in DEQE's Groundwater Management Project) or DRASTIC.
- 2) Existing and potential waste sources are evaluated using the LeGrand Model.
- 3) Detailed investigations are carried out with respect to the results in 1) and 2).
- 4) Remedial actions.

1. INTRODUKTION

Hälften av allt kommunalt producerat dricksvatten i Sverige är grundvatten. Grundvattnets stora betydelse för vattenförsörjningen gör att akviferer och grundvattentäkter måste skyddas mot förorening i så stor utsträckning som möjligt. Hoten mot grundvattenkvaliteten kommer från en mängd olika källor såsom industrier, avfallsdeponier, underjordiska tankar osv.

För att få ett fullgott skydd mot förorening av grundvattnet inom ett område bör en mängd uppgifter finnas tillgängliga för vägledning vid planering och beslutsfattande i grundvattenfrågor. Hydrogeologiska data, föroreningskällors och vattentäkters läge och status samt de föroreningar som eventuellt kan förekomma i det aktuella grundvattnet är exempel på viktiga uppgifter.

Det stora antalet föroreningskällor och vattentäkter tillåter dock inte, varken tidsmässigt eller ekonomiskt, att dessa uppgifter erhålls genom detaljerade undersökningar på varje enskild plats. Därför behövs metoder för att översiktligt utvärdera ett stort antal platser inom ett område. Från denna utvärdering kan så vägledning erhållas om var mer detaljerade undersökningar och åtgärder bör genomföras. Metoderna bör alltså göra "riskbedömningar" och ange föroreningspotentialer för områden och platser. Dessa uppgifter kan så ge god vägledning både vid val av lämpliga platser för nya verksamheter samt vid återställning vid befintliga föroreningskällor.

I USA har man under relativt lång tid arbetat med skydd av grundvatten. Man har drabbats av ett antal katastrofartade olyckor - t ex Love Canal, New York - vilket medfört stort engagemang hos allmänheten och tvingat myndigheter till kraftfulla insatser. Detta har lett till att USA idag har en mycket hård naturvårdslagstiftning och arbetar med stora resurser genom bl a "Superfund" (se kap 4) för att säkra nationens grundvattentillgångar.

Dessutom har en mängd klassificeringssystem utvecklats för utvärdering av platsers och områdets känslighet för grundvattenförorening.

Föreliggande rapport beskriver tre system vilka bedöms vara intressanta för Sverige:

- DEQE's Groundwater Management Project (kap 2)
- LeGrand-systemet (kap 3)
- DRASTIC (kap 5)

Dessutom beskrivs USA's naturvårdslagstiftning översiktligt i kapitel 4. Ambitionsnivån är därvid endast att ge en orientering om hur USA's Environmental Protection Agency (EPA) arbetar. EPA är den amerikanska motsvarigheten till Statens naturvårdsverk.

I Sverige har obetydliga insatser gjorts för bedömningar av föroreningspotential. Att tillämpa någon form av översiktligt utvärderingssystem måste dock anses som nödvändigt för att kunna få en uppfattning om känsligheten för grundvattenförorening vid det stora antal föroreningskällor som finns i Sverige. Systemet måste vara standardiserat eftersom utvärderingarna måste göras av olika personer i olika områden. Förhoppningsvis skall denna sammanställning vara till hjälp vid val och tillämpning av ett sådant system.

2. DEQE'S GROUNDWATER MANAGEMENT PROJECT

2.1 Inledning

Detta kapitel beskriver staten Massachusetts program för handhavande och skydd av grundvatten. Det är Massachusetts Department of Environmental Quality Engineering, Division of Water Supply vid The Commonwealth of Massachusetts (delstatsregering) som utarbetat detta program vid namn DEQE's Groundwater Management Project.

Department of Environmental Quality Engineering (DEQE) är en myndighet vid The Commonwealth of Massachusetts med ansvar för naturvårdsfrågor. DEQE's uppgift är följande: ansvara för dricksvattenkvaliteten, åtgärda och kontrollera luftföroreningar, ansvara för användandet av våtmarker och vattendrag, hindra och kontrollera förgiftning av luft och vatten, kontrollera vattenlevande växtlighet, övervaka skaldjursbestånd och skaldjursodlingar, övervaka och ansvara för deponering, förvaring och transport av miljöfarligt avfall samt skydd av offshore-resurser. DEQE är indelat i åtta divisioner varav Division of Water Supply, som alltså utvecklat det i detta kapitel beskrivna programmet, är en (DEQE, 1985).

Syftet med programmet är att delge information till beslutsfattare, planerare och intresserad allmänhet vad gäller olika aspekter på skydd och handhavande av grundvattentillgångar. Arbetet utfördes åren 1980-1983 och resulterade i ett antal handböcker samt ett kartsystem - Water Supply Protection Atlas - uppvisande en heltäckande bild av statens grundvattentillgångar, föroreningskällor, nuvarande platser för vattenutvinning samt avrinningsområden. Handböckerna beskriver t ex grundläggande hydrogeologi, hur befintliga och framtida verksamheter bör bedrivas för att undvika grundvattenförorening, hur förorening av grundvatten skall åtgärdas, hur det framtagna kartmaterialet skall användas, var hydrogeologisk information för ett speciellt område kan finnas osv.

Handböckerna är följande:

- 1) Groundwater Quality and Protection ... A Guide for Local Officials (DEQE, 1985a)
- 2) Water Supply Protection Atlas Handbook (DEQE, 1982a)
- 3) Massachusetts Hydrogeologic Information Matrix (DEQE, 1986)
- 4) Erosion and Sedimentation Guidelines (DEQE, 1981a)
- 5) Groundwater Monitoring Handbook (DEQE, 1983)
- 6) Handbook of Treatment Technologies for Contaminated Groundwater (DEQE, 1985b)
- 7) Road Salt and Water Supplies: Best Management Practices (DEQE, 1981b)
- 8) Pesticide and Drinking Water: A Public Information Package (DEQE, 1987)

En prioritering vid beskrivningen av dessa handböcker är nödvändig på grund av det myckna materialet. Därför redovisas tre av dessa, vilka bedömdes vara av störst intresse för svenskt arbete, i var sitt delkapitel: Groundwater Quality and Protection ... A Guide for Local Officials, Water Supply and Protection Atlas Handbook och Massachusetts Hydrogeologic Information Matrix. De övriga beskrivs mer kortfattat tillsammans i ett särskilt delkapitel. Dessutom redovisas en handbok, vilken bedömdes vara intressant ur svensk synpunkt men som inte ingår i DEQE's Groundwater Management Project, i ett särskilt avsnitt. DEQE har tillsammans med bl a US Geological Survey of Massachusetts och Massachusetts Environmental Protection Agency sammanställt denna guide vid namn Guide to Contamination Sources for Wellhead Protection.

DEQE's Groundwater Management Project beskrivs alltså relativt översiktligt med undantag för de tre ovan nämnda handböckerna. I stället för att återge detaljer vad gäller exempelvis olika föroreningars egenskaper, olika typer av miljöfarlig verksamhet, tekniker för att åtgärda förorenat grundvatten etc, läggs i detta kapitel tonvikt vid programmets praktiska tillämpning och hur ett liknande program skulle kunna utvecklas i Sverige.

Inledningsvis sker också en kort beskrivning av USA's Wellhead Protection Program (WPP) och Massachusetts eget Aquifer Land Acquisition Program (ALA). Båda innebär en zonerings runt vattentäkten där speciell lagstiftning gäller.

Eftersom Massachusetts inte har någon motsvarighet till svenska kommuner används de engelska termerna cities och towns i följande avsnitt. Cities och towns är orter så stora att de har egna lokala myndigheter.

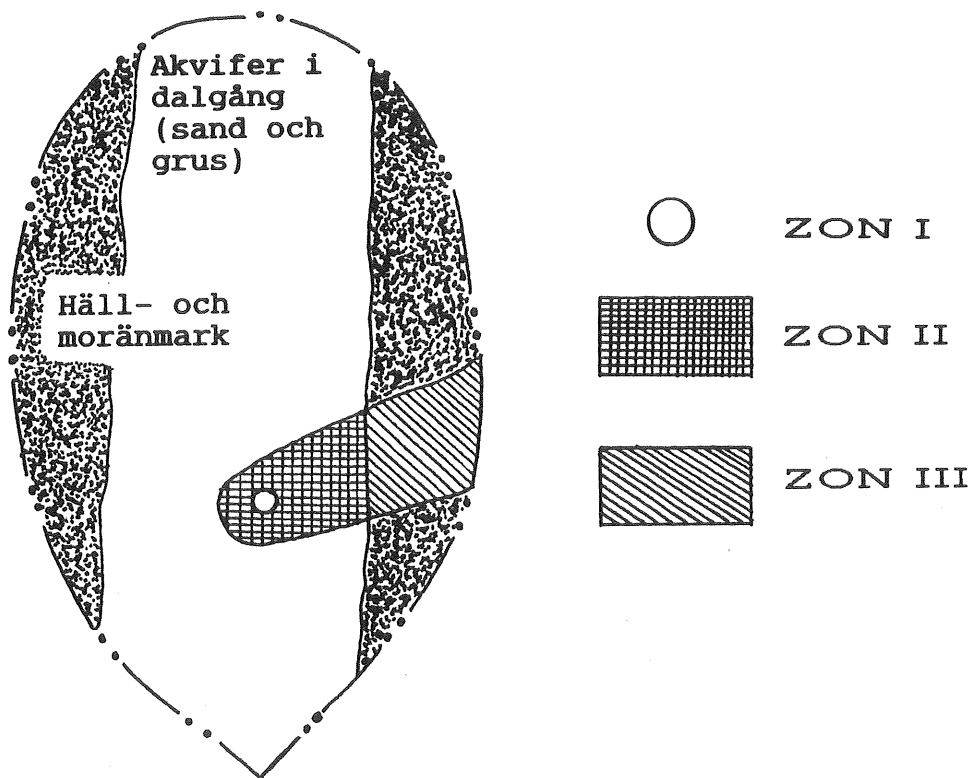
2.2 Wellhead Protection Program (WPP) och Aquifer Land Acquisition Program (ALA)

Uttrycket wellhead protection kommer från den federala lagstiftningen Federal Safe Drinking Water Act (SDWA) där Wellhead Protection Program (WPP) presenteras till skydd för nationens grundvatten. Termen Wellhead Protection Area betyder enligt SDWA: "den yta och därunder beläget material, omgivande en brunn eller ett brunnsfält, genom vilka föroreningar förmodas infiltrera, transporteras och nå brunnen eller brunnsfältet" (USEPA, 1987a). Det betyder alltså skydd av den del av den aktuella akviferen och dess inströmnings- och tillrinningsområde som avger vatten till brunnen eller brunnsfältet. Skyddet regleras av lagstiftning enligt SDWA.

Sedan flera år tillbaka har Massachusetts använt sig av ett program som mycket liknar det federala WPP. Detta program kallas Aquifer Land Acquisition Program (ALA) och använder jämfört med WPP en i högre grad utvecklad zonerings för grundvattenskydd. De zoner I, II, och III som definieras i ALA-programmet motsvarar tillsammans WPP:s Wellhead Protection Area.

- Zon I: En cirkel med radien 400 fot (ca 120 m) runt vattentäkten. Denna yta måste ägaren eller handhavare av täkten sköta enligt DEQE:s normer för att skydda vattnet mot mikrobiologisk förorening.
- Zon II: Den del av en akvifer som påverkas vid avgivande av vatten till vattentäkten vid pumparnas högsta kapacitet och den kraftigaste tänkbara grundvattenbildningen, alltså vattentäktens influensområde.
- Zon III: Det område uppströms zon II från vilket grund- och ytvatten dräneras till zon II - alltså det aktuella tillrinningsområdet.

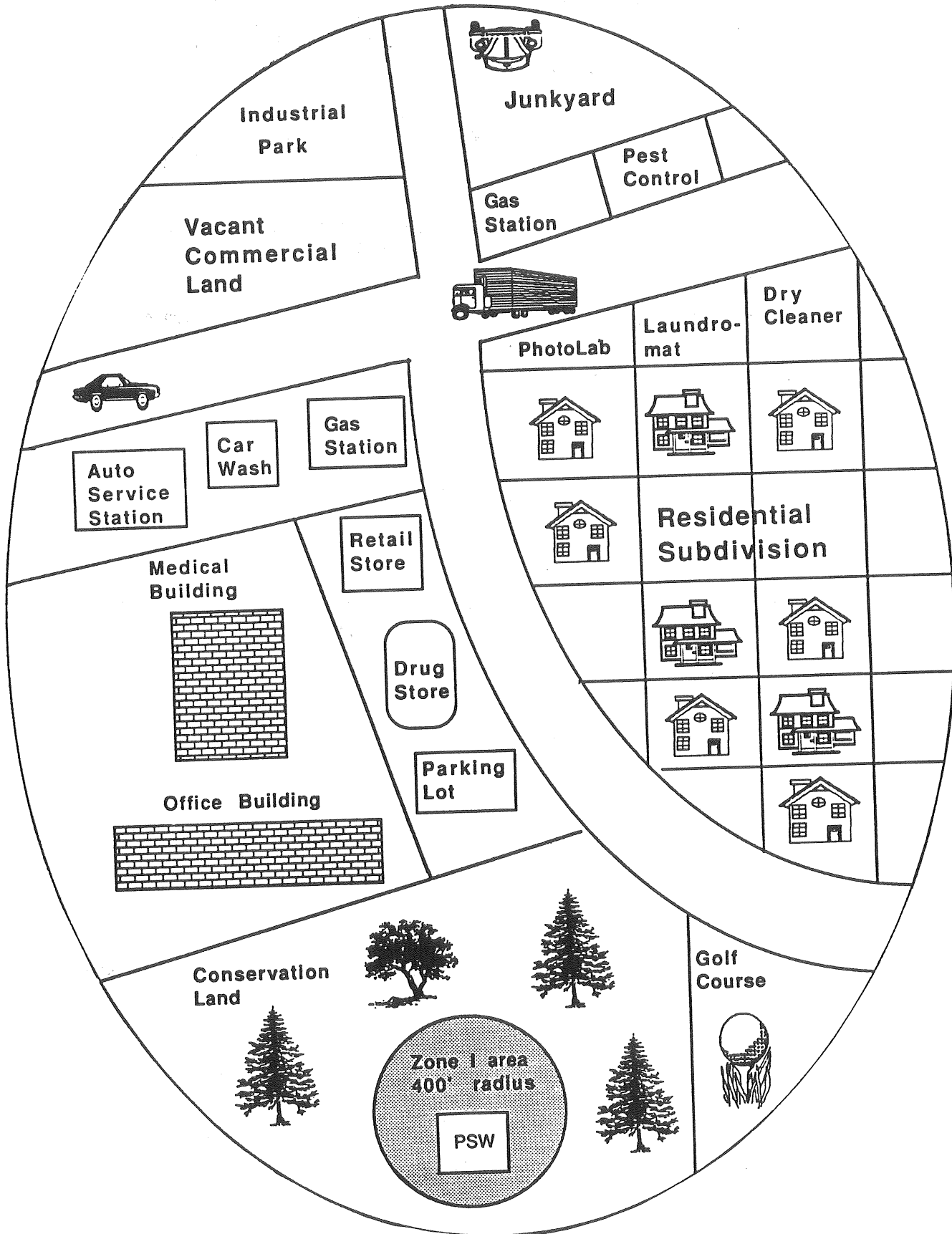
Figur 1 visar Massachusetts zonindelning enligt ALA och figur 2 visar vanligt förekommande verksamheter inom zon II.



Figur 1. Zonindelning enligt Aquifer Land Acquisition (ALA) Program (efter CCAMP, 1987).

Man menar inom DEQE att definieringen av zonerna II och III är det första och grundläggande steget i ett fungerande grundvattenskydd. Eftersom zon II utgör den del av akviferen som avger vatten till brunnen, kommer varje förorening som infiltrerar, perkolerar och inte på något sätt oskadliggörs av det geologiska materialet i zon II, att transporteras till brunnen.

Detta är ett generellt påpekande. Ibland förekommer specialfall vilka medför att vattentäktens influensområde (zon II) inte är mera känslig än områden längre uppströms. Då exempelvis ett tätande lerlager är beläget ovanpå akviferens material i influensområdet, kan detta medföra att zon III blir mera känslig och måste regleras hårdare än zon II.



Figur 2. Exempel på vanligt förekommande aktiviteter inom ALA's Zon II (CCAMP, 1987).

En systematiskt utförd zonering anses alltså vara grundläggande och till stor hjälp i planerings- och beslutsarbetet. Detta är viktigt att komma ihåg då nedanstående beskrivning av Massachusetts Groundwater Management Project studeras.

I Sverige är det respektive länsstyrelse som har att besluta om ett behövligt skyddsområde för yt- eller grundvattentäkt.

2.3 Groundwater Quality and Protection ... A Guide for Local Officials (DEQE, 1985a)

För att underlätta lokala myndigheters handhavande av grundvatten skrevs denna handbok. Den behandlar bl a grundläggande hydrogeologi, vanliga föroreningar och deras källor, lagstiftning etc. Handboken har distribuerats till alla towns, cities och delstatliga myndigheter vilka arbetar med grundvattenskydd.

2.3.1 Kapitel 1

Groundwater Quality and Protection ... ger en kort och grundläggande introduktion i geologi och hydrogeologi. Detta för att människor utan geologiska eller hydrogeologiska kunskaper skall ges en inblick i vattnets kretslopp i naturen - den hydrologiska cykeln - vari grundvatten spelar en så betydande roll.

Här beskrivs grundläggande hydrogeologiska termer såsom akvifer, permeabilitet, in- och utströmningsområde m m. Vidare diskuteras även grundläggande fysikaliska samband såsom Darcy's lag etc. Sist i guiden finns en ordlista vilken förklarar alla i texten understrukna ord.

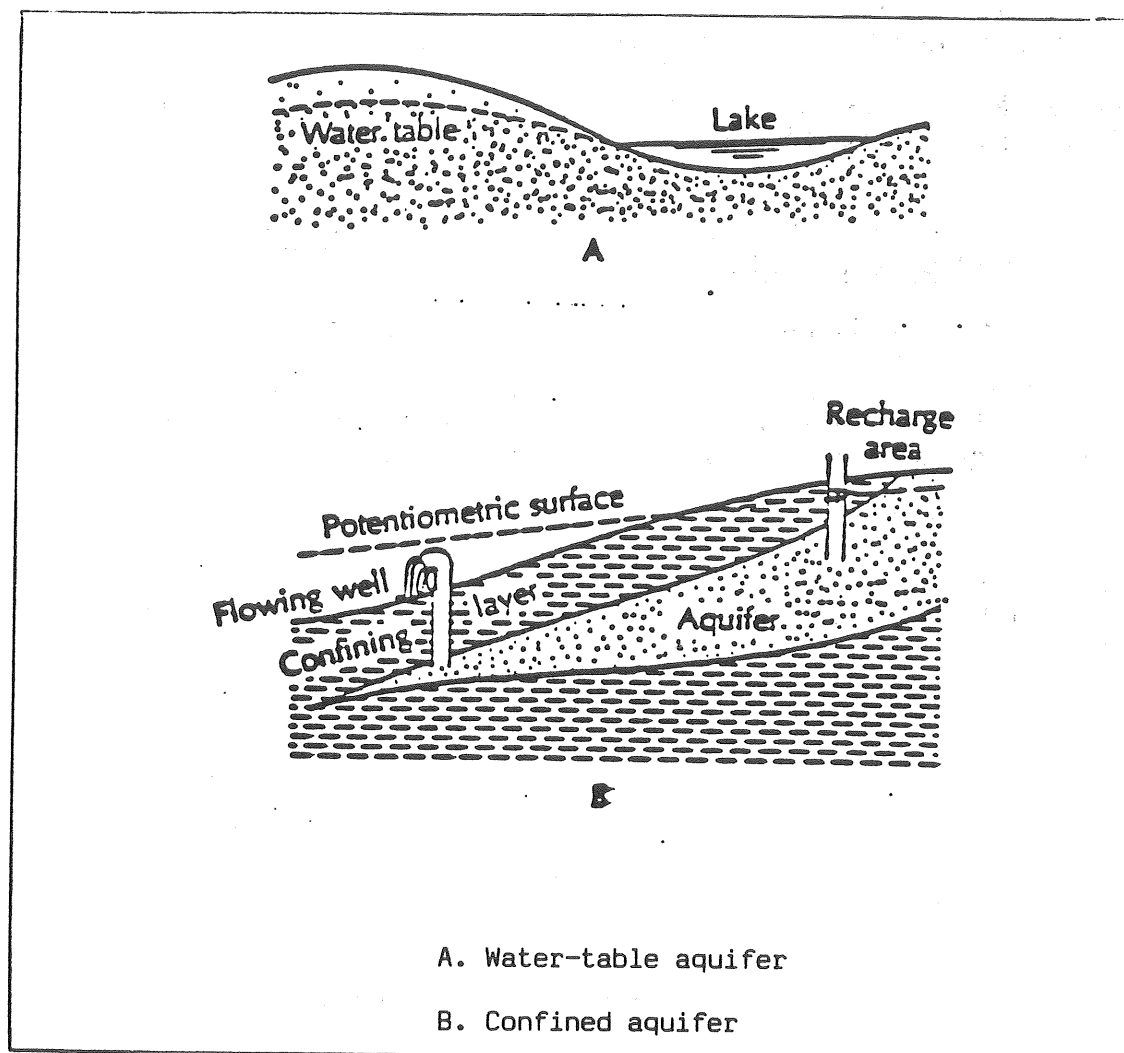
Enkla och tydliga figurer illustrerar de olika hydrogeologiska sambanden. Figur 3 visar förklaring av skillnad mellan öppen och slutna akvifer.

2.3.2 Kapitel 2

Det andra kapitlet beskriver i sin första del vanliga föroreningar, som påträffats i Massachusetts grundvatten, samt föroreningarnas ursprung. Man ger vidare en beskrivning av respektive förorenings egenskaper, i vilka doser den är acceptabel (hälsomässigt och estetiskt) i dricksvatten samt hur den uppför sig i kontakt eller förening med grundvatten. Olika ämnen får ju olika egenskaper i marken på grund av exempelvis densitet, viskositet, löslighet, det geologiska materialets permeabilitet, jonbytande förmåga etc.

De ämnen som diskuteras i Groundwater Quality and Protection ... är följande:

- Metaller
- Nitrater
- Petroleumprodukter
- Pesticider
- Organiska lösningsmedel
- Radioaktiva ämnen



Figur 3. Exempel på hur DEQE förklarar hydrogeologiska samband i handboken Groundwater Quality and Protection...A Guide to Local Officials. I denna figur förklaras skillnaden mellan öppen och sluten akvifer (DEQE, 1985).

Källor för grundvattenförorening som tas upp är av tre olika slag:

- A. Infiltration av förorenat vatten
 - a. saltvattenintrusion
 - b. konstgjord infiltration
 - c. läckage mellan olika akviferer
 - d. övergivna brunnar
 - e. injekteringsbrunnar
 - f. läckande tankar och ledningar
 - g. surt regn/syradeponering

B. Deponering av fast och flytande avfall

- a. soptippar
- b. olyckor (t ex tankbilsolycka)
- c. olagliga dumpningar
- d. kommunalt och industriellt slamavfall
- e. placering av flytande avfall direkt på markytan för upptagning av gifter i det geologiska materialet
- f. förvaring av fast eller flytande avfall i dammar eller hålrum i marken
- g. septiktankar
- h. djuruppfödning

C. Markanvändningar vilka kan orsaka grundvattenförorening

- a. spridning av vägsalt
- b. spridning av pesticider
- c. gruvsdrift

Var och en av dessa potentiella grundvattenförorenande källor beskrivs noggrant och rekommendationer ges för hur dessa verksamheter skall skötas för att förorening skall undvikas. Handboken informerar de lokala myndigheterna om vilka krav de bör ställa på befintliga och framtida anläggningar som kan tänkas utgöra ett hot mot grundvattnets kvalitet. Dessutom beskrivs metoder för återställning ("clean up") då förorening påträffats.

2.3.3 Kapitel 3 och 4

Det tredje och fjärde kapitlet tar slutligen upp de olika lagstiftningar som måste följas vid verksamheter vilka eventuellt kan leda till grundvattenförorening. Det är dels lokal, dels delstatlig lagstiftning. I handboken beskrivs varför dessa lagar kommit till, hur de skall tillämpas samt var en mer detaljerad information kan erhållas. Man redogör även för beslutsgången och vilken myndighet som handlägger.

2.3.4 Sammanfattning

Genom att på ett enkelt och informativt sätt beskriva:

- 1) hydrogeologiska samband
- 2) olika föroreningars källor och egenskaper samt sätt att skydda och åtgärda mot grundvattenförorening
- 3) förklara den gällande lagstiftningen

ges en bredare bas för beslutsfattare, planeringsorgan, miljö- och hälsoskydds nämnder osv.

Enligt Dr Donovan R Bowley vid DEQE i Boston har det visat sig att handboken fungerar väl och i stort motsvarar de förhoppningar man hade när man sammanställde den. Man är dock mycket angelägen att påpeka att en handbok av detta slag endast kan ge generell information för olika föroreningar och dess källor. Guiden skall alltså ge vägledning vid planering, utformning, handhavande och åtgärder av olika verksamheter men aldrig ersätta detaljerade undersökningar i de fall de behövs.

2.4 Water Supply Protection Atlas Handbook (DEQE, 1982a)

Water Supply Protection Atlas består av en uppsättning av fyra transparenta överlägg för vart och ett av de ca 180 topografiska kartblad i skalan 1:25000 från US Geological Survey som täcker staten Massachusetts (figur 4). De fyra överläggen visar följande:

1. Vattenutvinning (svarta symboler)
2. Föroreningskällor (röda symboler)
3. Akviferinformation (blå symboler)
4. Avrinningsområden (bruna symboler)

De olika färgerna har använts för att lättare skilja de olika överläggen åt vid samtidig användning.

Vattentäkter visas på Vattenutvinningskartan. Platser som är potentiella hot mot grund- och ytvatten är markerade på överlägget över Föroreningskällor. Symbolerna för både Vattenutvinning och Föroreningskällor är konstruerade på ett sådant sätt att de visar både typ och status (se förklaring 2.4.1) av vattentäkt respektive föroreningskälla.

Akviferinformationskartan visar områden med höga, måttliga och låga brunnskapaciteter. Vattendrag och dess avrinningsområden redovisas på överlägget för Avrinningsområden.

Det fanns flera anledningar till att man använde sig av transparenta överlägg i stället för att direkt lägga symbolerna på en grundkarta. För det första är ett överlägg betydligt lättare och billigare att reproducera än en karta. Dessutom kan specifik information erhållas vid olika tillfällen: en person intresserad av exempelvis strömbilder och dräneringar kan få denna information klart och tydligt presenterad utan den förvirring som extra symboler och linjer skapar.

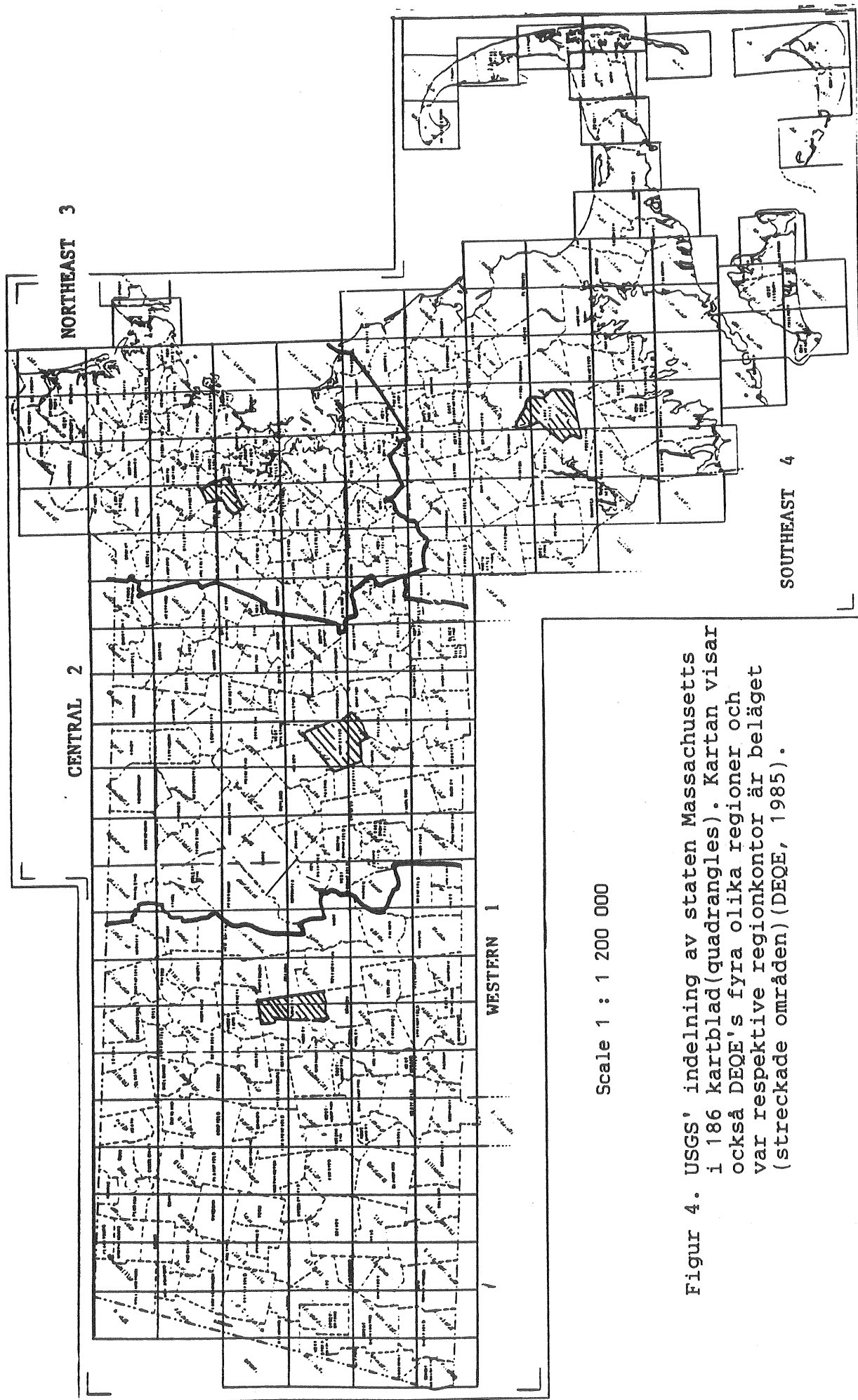
Den baskarta som användes är en av US Geological Survey utgiven topografisk kartserie i skalan 1:25000. Hela staten Massachusetts täcks av 186 kartblad.

För instruktion och förklaring av symboler skrevs till kartsystemet handboken Water Supply Protection Atlas Handbook (DEQE, 1982). Denna redogör sålunda detaljerat för användandet av kartor och överlägg samt symbolernas olika betydelser.

2.4.1 Vattenutvinning

DEQE anger en vattentäkt som viktig ur försörjningssynpunkt om den har minst 15 anslutningar eller ger dricksvatten åt åtminstone 25 människor under minst 60 dagar/år. På överlägget för vattenutvinning markeras alla brunnar, reservoarer och källor vilka klassats som viktiga. Dessutom indikeras även vattentäkter som är förorenande, övergivna eller inte verifierade av USGS eller orten (figur 5).

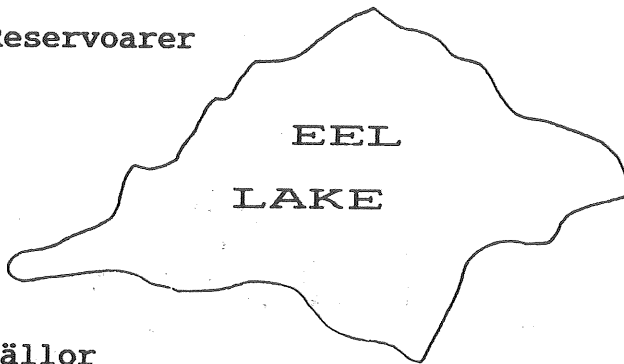
Vattentäkter vilka är viktiga enligt ovan nämnda kriterier är de som är verifierade av USGS eller den lokala kommunen. De övriga (indikerade med en tom cirkel) är rapporterade men läge och betydelse är inte verifierade. De är vanligtvis brunnar för enskilda hushåll. Som kan ses i figur 5 är även USGS's observa-



Figur 4. USGS' indelning av staten Massachusetts i 186 kartblad (quadrangles). Kartan visar också DEQE's fyra olika regioner och var respektive regionkontor är beläget (streckade områden) (DEQE, 1985).

YTVATTENTÄKTER

Reservoarer



Källor

GRUNDVATTENTÄKTER

-  brunn rapporterad men inte verifierad
-  brunn verifierad av USGS
-  brunn verifierad av city eller town
-  brunn verifierad av USGS och city eller town
-  brunn som inte används
-  övergiven brunn där grundvattenskyddande åtgärder vidtagits
-  förorenad brunn som inte används
-  brunnsfält
-  brunnsfält som inte används
-  USGS observationsbrunn

Figur 5. Legend till överlägg för vattenutvinning
(efter DEQE, 1982).

tionsbrunnar utmärkta på detta överlägg. Även om de inte har någon betydelse ur försörjningssynpunkt har de ändå tagits med på grund av den hydrogeologiska information de kan ge.

Alla vattentäkter har givits kodnummer för att kunna databehandlas. Dessa nummer är utformade så att de ger följande upplysningar enligt en standardordning: DEQE region (4 st i Mass), division inom DEQE, program inom den specifika divisionen, kommun, nummer på vattentäkt och slutligen täktens status.

Exempel: R D P T TN S
4 1 A 351 301 A

REGION (R) 1. Western
 2. Central
 3. Northeast
 4. Southeast

DIVISION (D) 1 indikerar divisionen inom DEQE (1 = Division of Water Supply)

PROGRAM (P) A indikerar programmet inom DEQE från vilken denna information hämtats (A = Public Water Supply Sources)

TOWN (T) Alla Massachusetts cities och towns är numrerade från 001 (Abington) till 351 (Yarmouth). Detta nummer anger i vilken city eller town vattentäkten är belägen - inte nödvändigtvis samma city eller town som utnyttjar dess vatten.

TAKTNR (TN) Inom varje city eller town har varje vattentäkt ett speciellt tresiffrigt nummer. Beroende på vem som verifierat täkten är den första siffran alltid 2 (USGS) eller 3 (cities eller towns). 301 är alltså brunn nummer 1 i staden Yarmouth, brunnen är verifierad av staden själv.

STATUS (S) A Brunn som används
 B Reservoar som används
 C Reservbrunn
 D Reservreservoar
 E Brunn som inte används
 F Övergiven reservoar
 G Overifierad brunn
 H Förorenad brunn
 I Reservoar använd av MDC*
 K MDC, reserv- eller övergiven reservoar
 L MDC, status okänd
 M Källa (alla källor är 000M)
 N MDC, förorenad brunn
 P Övergiven brunn där föreskrivna åtgärder vidtagits

* MDC = Metropolitan District Commission. Detta är den myndighet som planerar, utvecklar och förser Bostonområdet med dricksvatten. MDC tar det mesta av sitt dricksvatten från Quabbin-reservoaren i västra Massachusetts. Man söker dock nu efter alternativa dricksvattenkällor och genomför därför också omfattande grundvattenstudier på flera platser i Massachusetts (DEQE, 1982a).

Detta överlägg är till stor del resultatet av en sammanställning av uppgifter från följande källor:

1979 Division of Water Supply questionnaires to cities and towns

USGS Basic Data Reports

MDC list of abandoned and reserve water supplies

Divisions of Hazardous Waste

DEQE's Regional Environmental Engineers' Offices

Regional Planning Agencies

Massachusetts Water Supply Policy Statement (EOEA)

Division of Water Supply Records

2.4.2 Föroreningskällor

Detta överlägg identifierar läge och status för sex olika typer av föroreningskällor (figur 6). Dessutom indikeras även platser där utsläpp av renat vatten från reningsverk och liknande sker (NPDES - National Pollutant Discharge Elimination System).

Mellan 1973-1979 gjorde EPA en tolkning av nytagna flygbilder med avsikt att lokalisera öppna soptippar, skrotupplag, s k surface waste impoundments*, grustag i vilka dumpning skett osv. Samtidigt gjordes fältinspektioner av EPA. Dessa kompletterades av DEQE vid sammansättningen av kartsystemet.

Flygbildstolkningarna med kompletterande fältinspektioner var den huvudsakliga informationskällan för lokalisering av ovan nämnda surface waste impoundments, vilka är mycket vanliga i USA.

Från flygbilderna identifierades också en mängd skrotbilsupplag, soptippar och dumpningsplatser. Figur 6 visar de symboler som används för överlägget för föroreningskällor.

På samma sätt som de olika vattentäkterna har föroreningskällorna försetts med kodnummer för att möjliggöra databehandling. Numreringen följer exakt samma mönster som för vattentäkterna, dvs en tioteckens kod enligt följande ordning:

* Surface Waste Impoundment = En bassäng, gammalt grustag eller annan fördjupning i marken där förvaring, behandling eller utsläpp sker av någon form av flytande eller halvflytande material. Den är bredare än den är djup och dess botten är i kontakt med berggrund eller okonsoliderat material (DEQE, 1980).

SURFACE WASTE IMPOUNDMENTS

rapporterad



verifierad



övergiven



stängd och föreskrivna åtgärder vidtagna



icke existerande objekt som genom flygbilder tolkats som surface waste impoundments men som vid fältinspektion visat sig inte utgöra något hot mot grundvattenkvaliteten
Exempel: simbassänger, regnfyllda byggnadsfundament etc.

AVFALLSDEPONIER

deponi som används



deponi lokaliserad genom EPA's flygbildstolkning



öppen(ej övertäckt) deponi lokaliserad genom EPA's flygbildstolkning



stängd deponi



stängd och övertäckt deponi

SKROTBILSUPPLAG

FÖRBRÄNNINGSSTATIONDEPONI FÖR MILJÖFARLIGT AVFALL

undersökning pågår



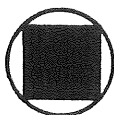
avfallet oskadliggjort och platsen återställd

SALTUPPLAG

rapporterat



verifierat



plats för tidigare saltupplag

INJEKTERINGSBRUNNAR

existerande



tillåten

NPDES-SYMBOLER

● mindre utsläpp

● större utsläpp

Figur 6. Legend till överlägg för föroreningskällor
(efter DEQE, 1982).

REGION

DIVISION/PROGRAM

TOWN

PLATSNUMMER

STATUS

Denna numrering beskrivs inte mera detaljerat här.

Källorna för iordningsställandet av detta överlägg vilket identifierar Massachusetts föroreningskällor är följande:

Division of Water Supply

Division of Hazardous Waste

List of National Pollutant Discharge Elimination System Permits

Department of Public Works

Surface Impoundments Assessment Report

DEQE's Regional Environment Engineers

EPA Environmental Photographic Interpretation Center

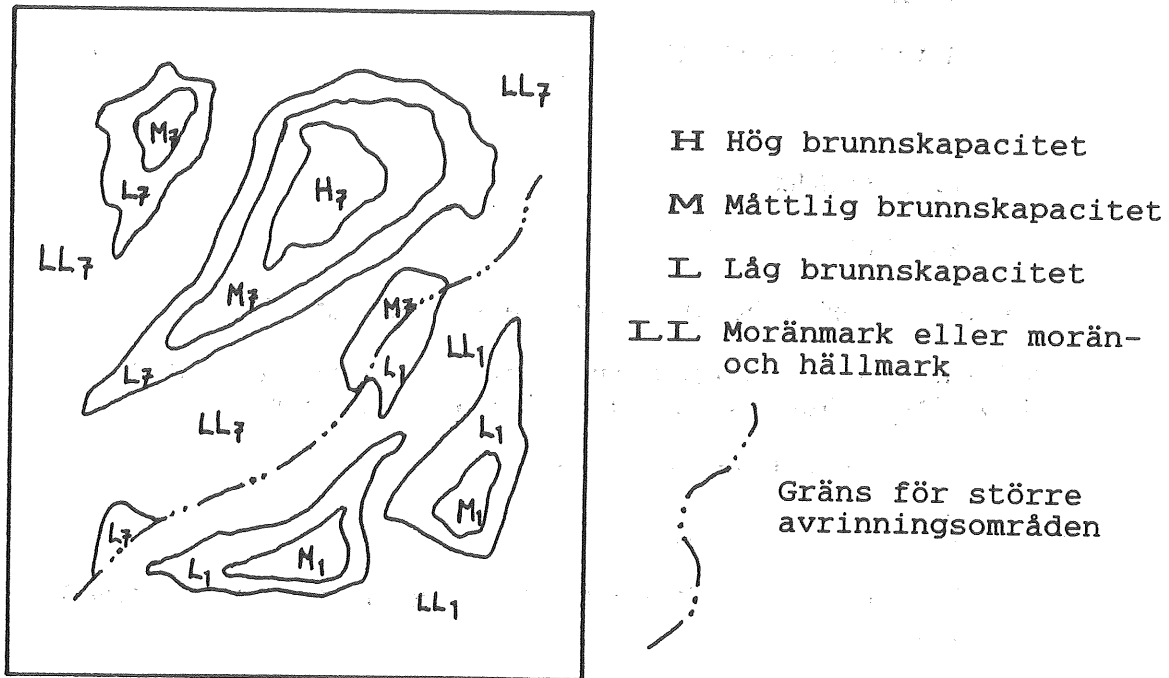
2.4.3 Akviferinformation

Källan för detta överlägg är Hydrogeologic Atlas Series of Maps utgiven av USGS i samarbete med Department of Environmental Management's Division of Water Resources. Denna Hydrogeologic Atlas (HA) har framtagits under en 20-årsperiod och förmedlar en mycket stor mängd data vad gäller brunnskapaciteter.

Figur 7 visar hur man utifrån dessa data kunnat identifiera områden med hög, måttlig eller låg brunnskapacitet. En fjärde typ av område är moränmark alternativt morän- och hållmark. Dessutom indikeras de största vattendragens avrinningsområden.

Var och en av de fyra områdestyperna har nio olika klasser beroende på det geologiska materialet i akviferen. Exempelvis betyder måttlig 1 (M_1) att akviferen består av glacifluviala avsättningar med brunnskapaciteter vanligtvis mellan 100-300 gallons/minut (6,6 - 19 l/s) och transmissiviteter varierande mellan 10 000 - 30 000 gallons/dag x fot ($1,4 \times 10^3$ m²/s - $4,3 \times 10^3$ m²/s).

I ett appendix i Water Supply Protection Atlas Handbook finns beskrivningar av de nio olika klasserna. Då information om ett visst område önskas ser man alltså till det index som gäller för området ifråga - t ex M_1 . Därefter slås M_1 upp i handbokens appendix varvid uppgifter om geologiskt material, brunnskapacitet och transmissiviteter kan erhållas.



Figur 7. Exempel på ett överlägg med akviferinformation (efter DEQE, 1982).

Den omfattande informationen om de nio klasserna återges inte här. Kartsystemets uppläggning bedöms vara av störst intresse för Sverige.

2.4.4 Avrinningsområden

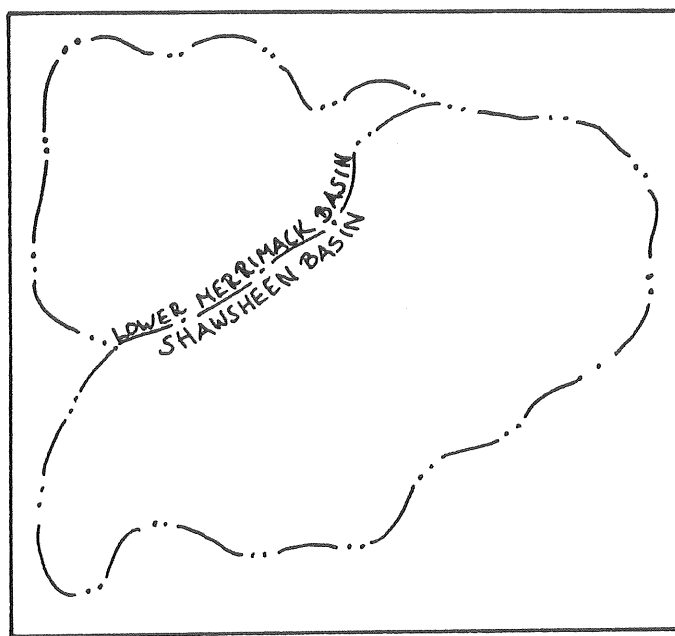
Det område som dräneras av en flod, bäck eller annat vattendrag sägs utgöra ett avrinningsområde. Detta kan oftast bestämmas relativt enkelt för varje vattendrag genom att förbinda de högst belägna punkter som omgärdar vattendraget ifråga. En stor flod har naturligtvis ett stort avrinningsområde medan flodens biflöden har mindre. De senare utgör delar av de förra. Samtliga avrinningsområden finns identifierade på detta fjärde och sista överlägg (figur 8).

Informationskällan är en karta i skalan 1:24 000 som USGS och DEQE's Division of Pollution Control sammanställt. Division of Water Supply överförde informationen till Water Supply Protection Atlas, vilken, som nämnts, är i skalan 1:25 000.

2.4.5 Hur används Water Supply Protection Atlas?

DEQE pekar på två generella användningsområden:

- 1) Som guide och hjälp vid planering och beslutsfattande i olika områden gällande verksamheter vilka kan utgöra ett hot mot grundvattenkvaliteten.
- 2) För att snabbt få en uppfattning om lägets allvarighet då förorening påvisats i vattentäkt eller då en olycka med utsläpp av miljöfarliga ämnen inträffat.



Figur 8. Del av ett överlägg visande avrinningsråden (efter DEQE, 1982).

I atlasen finns en förteckning över alla orter i Massachusetts och på vilken eller vilka baskartor de finns. Det område som söks kan alltså hittas mycket snabbt i atlasen, vilket är av stor vikt i ovan nämnda punkt 2).

Atlasen är värdefull då det gäller skydd av vattentäkter genom införande av restriktioner eller krävande av särskilda tillstånd för verksamheter i områden som hydrogeologiskt står i förbindelse med vattentäkterna ifråga (överlägget för vattentäkter). Soppippar, miljöfarliga ämnen, petroleumprodukter, septiktankar osv är exempel på potentiella källor för förorenat grundvatten som kan behöva kontrolleras och regleras inom ett område eller region (överlägget för föroreningskällor). Genom att utskilja områden med hög brunnskapacitet (överlägget för akviferinformation) och dessa viktiga akviferers inströmningsområden (överlägget för avrinningsområden) kan en identifikation snabbt göras av de områden som kan vara i behov av grundvattenskyddande åtgärder.

De människor som arbetar med sanering och spridningsförhindrande åtgärder vid olyckor eller andra oförutsedda händelser är ofta i behov av snabb och enkel information. De behöver veta närhet till vattentäkter och vattendrag, grundvattenströmning, hur mycket människor det bor i omgivningen, alternativa vägar i området osv, för att effektivt kunna genomföra ett snabbt och riktigt grundvattenskyddande arbete. All denna information kan erhållas ur atlasen. I det längre framskridna saneringsarbetet är det framförallt överläggen för akviferinformation och föroreningskällor som är användbara.

Samtidigt som man föreslår ovan nämnda användningsområden samt en mängd andra, är man på DEQE noga med att påpeka att den information som atlasen ger inte är garanterat säker. Atlasen är till största delen en sammanställning av befintliga uppgifter varav en del kan vara så gamla att de inte längre är aktuella. Detta gäller främst överläggen för vattentäkter och föroreningskällor. Lokalkännedom ute i enskilda cities och towns är av stor betydelse eftersom felaktigheter på överläggen då kan justeras. Vidare revideras atlasen vart femte år då nya uppgifter från den senaste femårsperioden ersätter de gamla. På så vis erhålls en ökad grad av tillförlitlighet.

Atlasen är alltså endast ämnad att ge en övergripande uppfattning av ett område eller region. "Dess primära funktion är pedagogisk: att grafiskt informera om ekonomiska, kulturella och hydrogeologiska samband som kan användas av enskilda, kommuner, regioner och delstatsregering för att bättre kunna förstå, handha och skydda Massachusetts vattenresurser" (DEQE, 1982a).

2.4.6 Diskussion

På DEQE i Boston är man uppenbarligen mycket tillfreds med sitt arbete med Water Supply Protection Atlas. Under de år den använts har man haft nästan uteslutande positiva erfarenheter. Överhuvudtaget har man, enligt Dr Bowley, fått en bättre och klarare uppfattning om olika områdets sårbarhet än tidigare. Utnyttjas materialet på rätt sätt är tidsbesparingar i inledande skeenden av olika projekt helt klart betydande. Atlasen har dessutom kompletterats med LeGrand-klassificering av drygt 1500 föroreningskällor i staten, vilket gett en ökad kunskap om dessa platser och närliggande vattentäkters tillstånd (se kapitel 3).

2.5 Massachusetts Hydrogeologic Information Matrix

Detta schema (DEQE, 1986) har konstruerats för att summera all den geologiska/hydrogeologiska information som finns tillgänglig för var och en av de topografiska baskartor som täcker Massachusetts. Det gäller information om berggrund, okonsoliderat material, avrinningsområden, grundvattentillgångar och vattenkvalitet, hydrologiska data osv.

Denna geologiska och hydrogeologiska information kommer från en mängd olika typer av rapporter, bulletiner, kartor m m. Var och en av dessa har ett speciellt index i schemat.

Som framgår av figur 9 har US Geological Survey tagit fram den mesta informationen men även akademiska rapporter från universitet och rapporter från konsulter kan i många fall vara viktiga och redovisas därför i schemat.

Då exempelvis detaljerad information om grundvattentillgångar och vattenkvalitet önskas för en speciell kommun bestäms först inom vilka topografiska baskartor kommunen är belägen. Precis som i Water Supply Protection Atlas Handbook finns även här en förteckning över alla orter i staten och till vilken eller vilka baskartor de hör. Därefter noteras de index som står i kolumnen för Groundwater Availability and Quality och på raderna för aktuell baskarta.

MASSACHUSETTS HYDROGEOLOGIC INFORMATION MATRIX

Information Available in USGS Publications							Other Information
Quadrangle Name	Bedrock Geology	Surficial Geology	Unconsolidated Materials	Drainage	Hydrologic Data Reports	Groundwater Availability and Quality	Geologic and Hydrologic Reports
Ashburnham	GP-729 HA-293 MIP OF-82-593	MIP		HA-276,293 OF-76-461 OF-82-924 WRI-84-4282 WRI-84-4284	HD-11	HA-249,276 HA-293 OF-76-461	
Ashby	GP-730 MF-959 OF-81-593	MIP OF-81-651		HA-276 OF-76-461 OF-82-924 WRI-84-4284	HD-11	HA-276 OF-76-461	A-4
Ashfield	GP-429 GP-626 MF-855 MP-15,51	I-1074-B,C MIP MP-15,51	I-1074-B I-1074-C	HA-506 I-1074-F,G OF-82-632 WRI-84-4282	HD-6 HD-13	HA-249,506 I-1074-I	A-21 MP-60
Ashley Falls	GP-526 HA-281 I-628 OF-66-93 OF-75-148	GQ-936 HA-281 MF-1016 OF-64-79 OF-66-93	OF-64-79	HA-281 OF-82-634 WRI-84-4285	HD-6 HD-9	HA-281 OF-66-93 OF-84-588 WSP-2266	A-57 MP-21,36,55
Assawompsett Pond	GP-794 GQ-265 I-742 MP-68 OF-77-816	GQ-265 MP-68	HA-560 I-742 OF-75-651	HA-460,560 OF-75-651 OF-82-870 WRI-84-4283 WRI-84-4288	HD-7 HD-12 HD-20	HA-460,560 OF-75-651 WSP-2062	C-132,216 MP-35,54

KEY

A - Academic report	HD - Hydrologic Data Report	MP - Miscellaneous Publication
B - Bulletin	I - Miscellaneous Geologic Investigations Map	OP - Open File Report
C - Consultant's Report	MF - Miscellaneous Field Studies Map	P - Professional Paper
GP - Geophysical Investigations Map	MIP - Mapping in Progress	WRI - Water Resources Investigation
GQ - Geologic Quadrangle Map		WSP - Water Supply Paper
HA - Hydrologic Investigations Atlas		

Figur 9. Exempel på hur informationen som ges i Massachusetts Hydrogeologic Information Matrix presenteras (efter DEQE, 1986).

Då detta gjorts kan indexen slås upp längre fram i Massachusetts Hydrogeologic Information Matrix där informationernas fullständiga referenser finns. Informationen kan nu erhållas från den myndighet, konsult eller det universitet som publicerat materialet. Den allra största delen av det material som finns angivet i schemat, såväl som schemat självt, finns tillgängligt för allmänheten.

Detta schema har konstruerats för att informationssökningen skall effektiviseras och skall användas tillsammans med Water Supply Protection Atlas. Tidsbesparingarna är enligt Dr Bowley vid DEQE, mycket stora vid informationssökning. Dessutom kommer det hydrogeologiska materialet bättre till användning på grund av denna sammanställning. När schemat inte fanns lades betydligt mera tid ner på informationssökning och ändå var det osäkert om allt användbart material funnits. Schemat uppdateras vart femte år då nya informationskällor och korrigeringar av gamla uppgifter kompletterar innehållet.

2.6 Kort beskrivning av övriga handböcker

Erosion and Sedimentary Control Guidelines:

Denna handbok innehåller rekommendationer till såväl personer i planeringsorgan och lagstiftande myndigheter som enskilda ingenjörer och andra som har att göra med verksamheter som orsakar erosion eller sedimentproduktion. Detta för att ge dessa personer ökad förståelse för erosions- och sedimentationsprocesser och därmed bidra till lämpliga kontrollåtgärder.

Groundwater Monitoring Handbook:

Handhavandet av grundvatten är beroende på den specifika platsens förutsättningar och ansvaret delas av en mängd olika myndigheter i USA och Massachusetts. Denna handbok refererar de program som existerar för handhavande av grundvatten samt myndigheters ansvar. Den beskriver även olika tekniker, vilken information och vilka data som behövs för att på ett riktigt sätt kontrollera grundvattnet.

Handbook of Treatment Technologies for Contaminated Groundwater:

Denna handbok skrevs för att informera delstatliga, regionala och lokala myndigheter om de olika tekniker som finns tillgängliga för att åtgärda grundvatten innehållande organiska föroreningar. Handboken skall även ligga till grund för förståelse och utvärdering av förslag till kontroll och åtgärder vid grundvattentäkter, gällande lämplighet, effektivitet och kostnader.

Road Salt and Water Supplies: Best Management Practices:

För att förhindra fortsatt förorening av grundvatten från vägsalt har DEQE tillsammans med flera andra myndigheter utarbetat en handbok vilken informerar om hur vägsalt bör användas. Handboken behandlar förvaring, handhavande, applicering och deponering av snö innehållande vägsalt. Boken har distribuerats till berörda myndigheter samt till alla cities och towns med en natriumhalt i grundvattnet som överstiger 20 mg/l (denna gräns får ej överstigas i Massachusetts för att vattnet skall anses som tjänligt).

Pesticide and Drinking Water: A Public Information Package:

Denna guide informerar enskilda brunnsägare om de legitimerade laboratorier vilka är kapabla att analysera dricksvatten med avseende på speciella pesticider. Information om hur dessa ämnen påverkar hälsan, tekniker för behandling av grundvatten innehållande pesticider samt rekommenderade gränsvärden i dricksvatten, ges också i denna handbok.

2.7 Utveckling av liknande program i Sverige

I Sverige finns idag inget program för grundvattenskydd liknande det i Massachusetts. Dock finns enstaka arbeten vilka möjligen i något fall kan sägas ha en liknande målsättning. Örnsköldsviks kommun presenterade 1986 "Vattenöversikt i tre delar: Inventering, Tabellbilaga samt Riktlinjer och åtgärdsförslag". Översikten syftar till att:

"i möjligaste mån tillförsäkra framtida nyttjande av vattenresurserna och därmed utgöra underlag för fysisk och ekonomisk planering

underlätta kommunala ställningstaganden för att uppnå ett gott hälso-, miljö- och naturskydd

utnyttja lämplig teknik för att uppnå största möjliga miljöförbättrande effekt på satsade medel

uppnå den jämvikt från en ekologisk synpunkt som svarar mot de allmänna krav som kan komma att ställas på vattenresurserna."

Uppgifter i vattenöversikten baseras på fram till 1985 tillgängliga utredningar och handlingar. Detta arbete är ensamt i Sverige om att på detta sätt inom en kommun sammanställa tillgängliga uppgifter samt att ge åtgärdsförslag. Liknande översikter är dock under utveckling i Marks kommun i Älvsborgs län och i Jönköpings kommun i Jönköpings län.

Arbetet från Örnsköldsviks kommun informerar om klimat, nederbörd, avrinning, översiktlig geologi, geovetenskapliga skyddsobjekt, hotade växt- och djurarter osv. Dock har grundvattnet och dess egenskaper givits en undanskymd plats, vilket är anmärkningsvärt med tanke på att arbetet är en vattenöversikt. Man redovisar antalet brunnar och grundvattentäkter i kommunen

- dock inte deras placering - och det faktum att isälvsavlagringar ofta kan innehålla stora mängder utvinningsbart grundvatten diskuteras. Även kommunens största vattendrag tillsammans med respektive avrinningsområde presenteras.

De geologiska förhållandena i kommunen redovisas på en översiktskarta.

Nämnda uppgifter är alltså vad Vattenöversikt presenterar för planerare, beslutsfattare och andra vilka är i behov av information om kommunens grundvatten. Detta kan inte rimligtvis vara tillräckligt - inte med tanke på de ovan nämnda punkter vilka arbetet syftar att uppfylla. Information måste således sannolikt hämtas från annat håll innan några ställningstaganden om ett område med avseende på grundvatten kan göras.

När det gäller avfallsanläggningar och deras inverkan på grundvattnet ger man följande upplysning i vattenöversikten från Örnsköldsviks kommun:

"Lakvattenmängder och dess föroreningsgrad från tippar, timmerupplag som bevattnas, snötippar m m, är i regel inte tillräckligt kända.

Riktlinje: Lakvattnets föroreningsgrad och mängd bör kontrolleras. Föreligger större föroreningsmängder i lakvattnet än vad recipienten tål bör åtgärder vidtagas."

Med andra ord bör detta betyda att man antingen låter alla gamla avfallsplatser o dyl vara eftersom kunskaperna om det lakvatten de ger ifrån sig är dåliga eller att man måste genomföra detaljundersökningar av varje enskild plats innan något ställningstagande kan göras (se LeGrand-systemet kapitel 3).

De föroreningskällor som tas upp är avloppsutsläpp och industriutsläpp i ytvatten, dagvatten, grund- och sandtäkter, utsköljning av gödselmedel i ytvattendrag etc; ingenstans beskrivs föroreningars egenskaper vid kontakt med grundvatten.

Det är dessa faktorer - brist på beskrivning av vad grundvatten egentligen är och information om föroreningars egenskaper i mark- och grundvatten - som utgör den största skillnaden mellan Örnsköldsviks Vattenöversikt och Massachusetts Groundwater Management Project. För att "underlätta kommunala ställningstaganden för att uppnå ett gott hälso-, miljö- och naturskydd" måste även grundvattnet och hot mot dess kvalitet beaktas.

Örnsköldsviksrapporterna ger, trots ovanstående kritik, ett ambitiöst intryck. Man har försökt sammanställa befintliga uppgifter för att kunna använda dem som planerings- och beslutsunderlag. Detta gör Örnsköldsviks kommun unik i Sverige.

Örnsköldsviks arbete ger god information om skyddsvärda naturobjekt, vattenanknutet friluftsliv, fiske, läge för vissa föroreningskällor, såsom industrier och täkter m m, men torde inte vara användbart vid planering och beslut i grundvattenfrågor.

Det är omöjligt att göra jämförelser mellan en delstat i USA och en svensk kommun vad gäller resurser och tillgång till geologiska/hydrogeologiska undersökningar. Dock kan det vara av intresse att veta att sammanställningen av data till Hydrogeologic Information Matrix enligt Dr Bowley vid DEQE i tid kan jämföras med ett examensarbete för en geologistudent och att Groundwater Protection Atlas tog ca ett år att sammanställa. Ingen av dessa uppgifter borde vara omöjliga att utföra i en svensk kommun, alternativt län.

Tillsammans med handböcker av den typ som Massachusetts DEQE presenterar ger sammanställningar av denna sort stora tidsmässiga och ekonomiska vinster i planerings- och beslutsarbete. Naturligtvis tar ett program som detta en ansevärd tid att sammanställa och såväl resurser i tillräcklig omfattning som hydrogeologiskt kunnig personal måste anskaffas. Att starta ett pilotprojekt i någon eller några kommuner med ett kartsystem (t ex topografiska kartblad - skala 1:50 000 - som baskarta) av den typ Massachusetts tagit fram för att se vilka svårigheter det svenska bakgrundsmaterialet eventuellt kan ge, skulle vara ett första steg mot ett användbart redskap vad gäller grundvatten-skydd. DEQE i Boston är dessutom villiga till assistans, vilket tveklöst måste vara till stor hjälp vid ett sådant projekt.

Med tanke på det stora antalet föroreningskällor vilka kan utgöra ett hot mot grundvattnet måste Sverige ha snabb och lättillgänglig information vid arbete gällande planering, beslut och åtgärder. Program liknande det som presenterats från Massachusetts finns i flertalet delstater i USA, alla dock inte lika utförliga och genomarbetade. Erfarenheter från Massachusetts säger att deras program fungerar väl och rimligen borde liknande program kunna tas fram även i Sverige.

2.8 Guide to Contamination Sources for Wellhead Protection

Detta är en handbok som utkom i oktober 1987 genom ett projekt kallat The Cap Cod Aquifer Management Project (CCAMP). Detta arbete är fristående och ingår inte i det tidigare beskrivna DEQE's Groundwater Management Project. I guiden från CCAMP är det insatser från följande myndigheter som sammanställts:

The Cape Cod Planning and Economic Development Commission (CCPEDC)

The Massachusetts Department of Environmental Quality Engineering (DEQE)

The US Environmental Protection Agency Region I (EPA New England)

The US Geological Survey's Massachusetts Office (USGS Massachusetts)

CCAMP är, som namnet antyder, ett projekt för att skydda den känsliga, och för så många människor viktiga, Cape Cod från grundvattenförorening. Cape Cod är den halvö som likt en metkrok skjuter ut i Atlanten i sydöstra delen av Massachusetts.

Handboken ser inte till specifika förhållanden för just Cape Cod utan beskriver olika föroreningskällor och åtgärder i förhållande till allmän hydrogeologi. Handboken har ett intressant innehåll, är mycket informativ och bör vara till nytta och vägledning vid ett eventuellt arbete med en liknande guide eller handbok för Sverige. Guide to Contamination Sources for Well Head Protection skall användas enligt de i kapitel 2.1 beskrivna grundprinciperna för Massachusetts ALA-program.

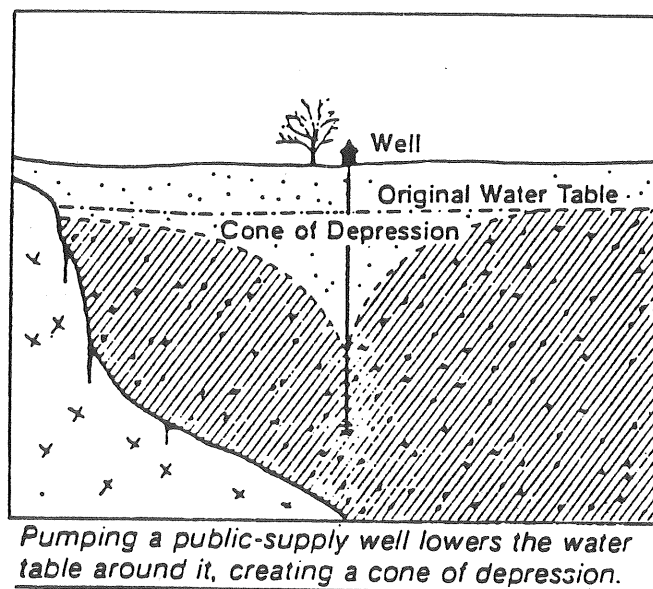
2.8.1 Handbokens syfte

Syftet med denna publikation är att ge rekommendationer till lokala myndigheter, planeringsorgan och hälso- och naturvårdsenheter i frågor om markanvändning inom grundvattentäckers tillrinningsområden. Rekommendationerna skall ligga till grund för identifikation av de verksamheter som skall förbjudas eller strikt kontrolleras av grundvattenskyddande lagstiftning. Handboken skall även fungera som ett hjälpmedel vid undersökning av ursprunget för grundvattenförorening.

2.8.2 Handbokens uppläggning

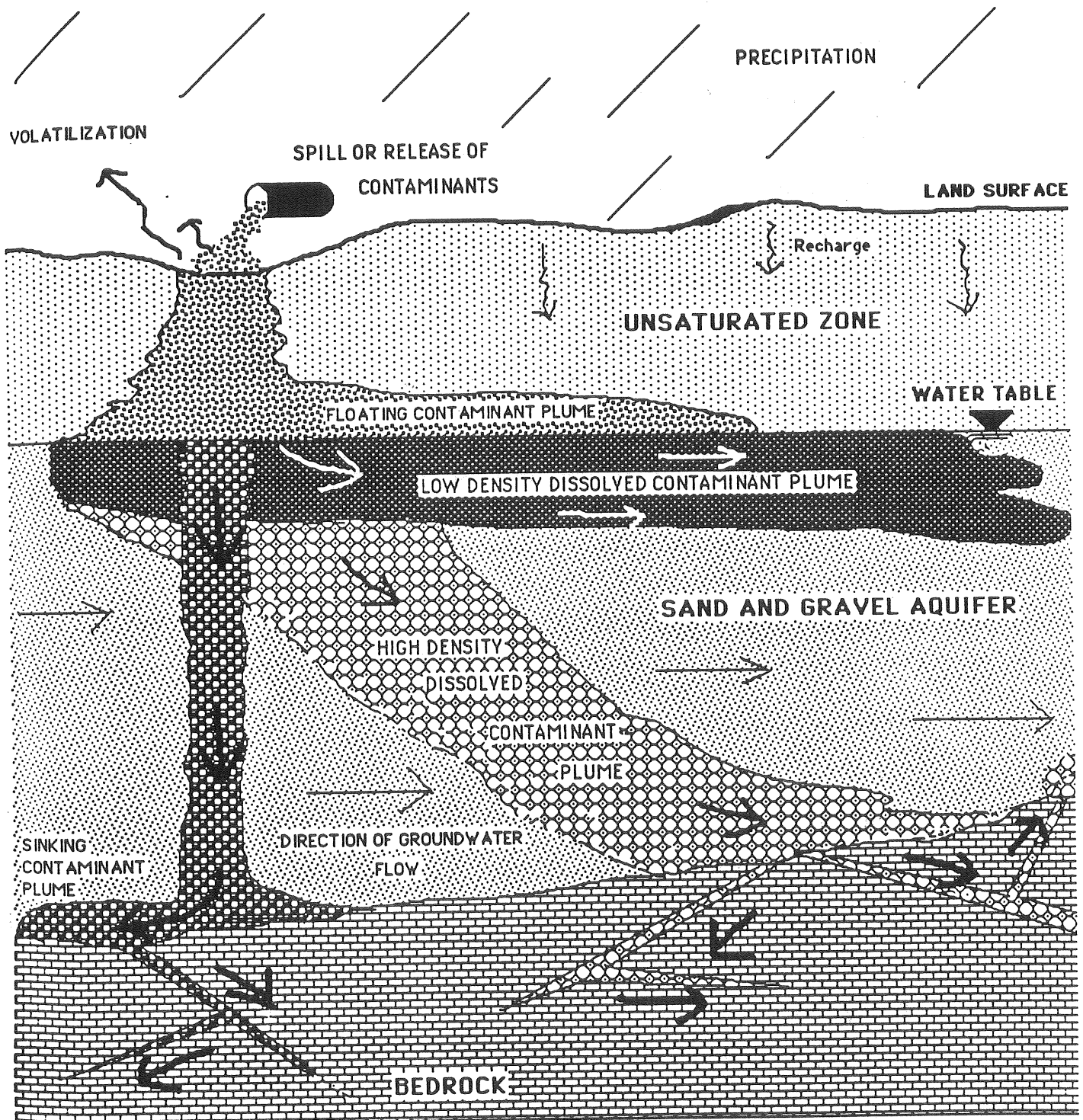
Handboken inleds med en redogörelse för vilka myndigheter som samarbetat i detta projekt, vilken information guiden ger, målet med densamma samt hur den skall användas.

Precis som i den ovan beskrivna Groundwater Quality and Protection ... A Guide for Local Officials, ger denna handbok inledningsvis grundläggande beskrivningar av grundvatten, geologi och den hydrogeologiska cykeln. Guiden förklarar vidare schematiskt hydrauliska effekter vid pumpning av brunnar (figur 10), hur föroreningar kan förflytta sig i marken (figur 11) samt vilka



Figur 10. Exempel på hur hydrogeologiska samband illustreras i handboken Guide to Contamination Sources for Wellhead Protection (CCAMP, 1987).

Factors Affecting Mobility and Attenuation of Contaminants



Figur 11. Översiktlig illustration ur Guide to Contamination Sources for Wellhead Protection av faktorer som påverkar föroreningars transport och upptagning i mark (CCAMP, 1987).

faktorer som beskriver spridning och försvagning i olika zoner av det geologiska materialet. De faktorer som beskrivs är:

- avdunstning
- föroreningens viskositet
- föroreningens densitet
- föroreningens löslighet
- dispersion
- biologisk nedbrytning
- hydrolys
- jonbytande förmåga
- absorption/adsorption

Handboken ger i sin andra del detaljerad information om 18 olika föroreningar eller grupper av föroreningar och 35 olika kategorier av verksamheter/markanvändningar. Guiden beskriver de hot var och en av dessa verksamheter kan tänkas utgöra mot grundvattenkvaliteten. Vidare ges de mest förekommande exemplen på produkter som innehåller de olika föroreningarna, vanliga användningsområden samt tjänlighetsgränser i dricksvatten. Även de olika föroreningarnas egenskaper och transport i mark och grundvatten redovisas.

De beskrivna föroreningarna är:

- syror och baser
- klorid
- fluorid
- tungmetaller
- järn och mangan
- nitrat
- patogener/virus
- pesticider
- petroleumprodukter
- radioaktiva ämnen
- natrium
- lösningsmedel
- sulfat
- rengöringsmedel

Följande avsnitt ger ett exempel på beskrivning av en förorening (natrium):

Sodium ions are a natural (background) constituent of groundwater. In Massachusetts, background concentrations in fresh water range from 0.5 mg/l to 15 mg/l.

To maintain the body's sodium balance, the recommended daily intake of sodium for a normal adult is between 1,100 and 3,500 milligrams per day. However, some individuals with cardiovascular disease, metabolic disorders, kidney or liver problems must limit their sodium intake to as little as 500 mg/day. Excessive sodium intake has been correlated with high blood pressure, the development of hypertension and Sudden Infant Death Syndrome (crib death).

The Massachusetts standard for sodium in drinking water, 20 mg/l, protects those individuals who may be at risk if they exceed the limits of their low sodium diets. When sodium levels in public drinking water supplies exceed the state standard, the state and all users of the water are notified.

High sodium concentrations in groundwater commonly result from the use and storage of sodium chloride (road salt). Sodium chloride is soluble in water and enters the groundwater as runoff from uncovered road salt stockpiles and paved surfaces. Other sources of sodium ions include salts in septic system leachate, home water softening units and chemicals containing sodium (e.g. sodium hydroxide) frequently added to municipal water supplies to adjust pH levels, prevent corrosion and treat for lead.

Key Examples

	<u>Uses</u>
Sodium chloride	deicer for roads, parking lots and runways
Sodium hydroxide	corrosion control in older water distribution systems

Behavior/Fate

- o very soluble
- o highly mobile
- o not persistent in soil

De typer av verksamhet/markanvändning som beskrivs i handboken är följande:

jordbruk/golfbanor

flygplatser

asfaltverk

båtupställningsplatser/båtbyggeriföretag

biltvättar
kyrkogårdar
kemisk industri
olaga avfallsdumpning
kemptvätt
möbelrenovering/målning
lagring och transport av miljöfarligt avfall
industriella sedimentationsbassänger
juvelbearbetning/metallsmide
skrotupplag
soptippar
tvättinrättningar
mekaniska verkstäder
kommunalt avloppsvatten
fotolaboratorier/tryckerier
bangårdar för järnväg/underhållsstationer
forskningslaboratorier/universitet/sjukhus
vägförvaltningars upplag
sand- och grusutvinning
septiktankar
sedimentationsanläggningar
avloppsledningar
djuruppfödning
dränerings- och uppsamlingsanläggningar för regnvatten
särskilda platser för dumpning av växtavfall
underjordiska tankar
bilverkstäder
virkesimpregnering

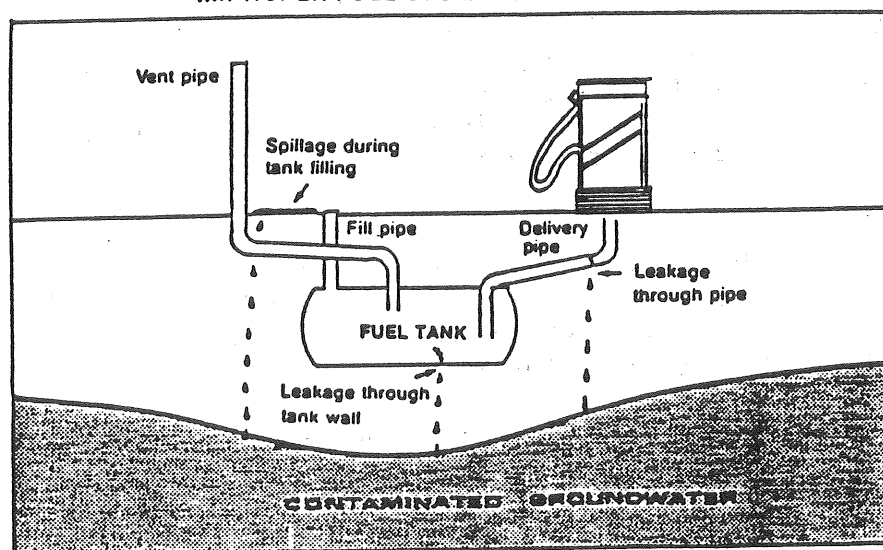
Följande avsnitt ger ett exempel på en beskrivning av en verksamhet (underjordiska tankar):

Underground Storage Tanks (USTs)

Underground storage tank systems (USTs) are used by many types of businesses to store heating oil, solvents, raw materials for processing, and hazardous wastes. Highway departments, trucking companies, and service stations store gasoline, diesel fuel, and waste oil in underground storage tanks. Municipal facilities, public and private institutions such as hospitals, schools, libraries, and households store heating fuel in underground storage tanks.

Tank capacity varies from 50 to 25,000 gallons or more. Each underground tank is a potential threat to groundwater quality. One gallon of gasoline can contaminate one million gallons of water and cleanup costs may be prohibitively expensive. For example, it took over three million dollars and nine years to clean up Truro's South Hollow wellfield after gasoline from a leaking underground storage contaminated the groundwater.

CONTAMINATION OF GROUNDWATER DUE TO IMPROPER FUEL STORAGE AND HANDLING



SOURCE: Nashua Regional Planning Commission, Nashua, NH, based on diagram from the Center for Environmental Toxicology, Michigan State University, redrawn by the East Michigan Environmental Action Council

Leaks from underground storage tank systems result from defects in tank materials, improper installation, corrosion, or mechanical failure of the pipes and fittings. Most early underground tanks were simply designed and manufactured from bare carbon steel. The corrosion of these tanks is by far the most serious cause of leaks threatening groundwater quality.

Many steel tanks still in use are aging and have little or no protection against the corrosive action of the soil and water. The exact age, condition and location of many existing tanks are unknown, making it extremely difficult to predict or prevent leaks. Current technology has made available several alternatives to the bare steel underground storage tank to aid in the prevention of leaks including double walled tanks, coated steel tanks, fiberglass reinforced plastic (FRP) tanks, clay liners, polymeric liners, and concrete vaults. Unfortunately, even these tanks, liners, and vaults may fail. The installation of monitoring wells,

vapor sensors and line leak detectors will alert a tank owner to a release of a product from the tank or piping. Leak detection devices may provide enough advance warning to enable a tank owner to contain the leak and remove contaminated soil before the product reaches the groundwater. Tank owners and owners of land in which the tanks are buried are legally responsible for cleanup costs under the 1983 Massachusetts Superfund Act (Massachusetts General Laws Chapter 21E).

Although pesticides and solvents are stored in underground storage tanks, fuel such as gasoline, diesel fuel and heating oil are by far the most common material placed in underground tanks. Fuel from a leaking underground storage tank results in contaminated soil and groundwater that is especially difficult to cleanup. Gasoline and fuel oil are not easily dissolved in water (low solubility) and are less dense than water so they float on the water table. However, several gasoline additives - benzene, toluene and MTBE (methyl tertiary butyl ether) are soluble and will dissolve in the groundwater as the gasoline plume floats on the water table. When fuel from a leak or spill moves through the soil above the water table, the fuel coats the soil particles and leaves behind a residue of fuel trapped in the soil pores. As rain and melting snow percolate through the soil, the soluble components of the fuel (the gasoline additives) will be flushed out. Once in solution, these highly mobile contaminants move with the recharge water and enter the groundwater system. (Please refer to Pesticides, Petroleum Products, and Solvents discussions for additional information.)

Längst bak i handboken finns den s k Land Use/Groundwater Pollution Potential Matrix (figur 12) vilket indikerar de typer av föroreningar en speciell verksamhet kan avge i sådan mängd att grundvatten riskerar att bli otjänligt.

Verksamheter som är att betrakta som tung industri har inte tagits med på grund av att dessa ofta är komplexa, inte går att generalisera och därmed alltid kräver ingående, detaljerade undersökningar.

2.8.3 Handbokens användning

Guiden är framställd så att den skall användas som handbok och källa för detaljerad information om en kategori av markanvändning eller förorening. Den skall alltså inte ses som en ersättning för insamling av detaljerad information från en specifik verksamhet. Därtill är de verksamheter som utgör undantag från den kategori de borde tillhöra alltför många. Exempelvis behöver en färgtillverkare inte ge ifrån sig samma restprodukter som färgtillverkare generellt gör. Detta specifika företag kanske endast tillverkar vattenbaserad färg utan organiska lösningsmedel. All tillgänglig information om en verksamhet måste alltså beaktas.

Guiden tillsammans med det medföljande schemat skall vägleda de lokala myndigheterna ifråga om de verksamheter som bör förbjudas inom zon II (se kapitel 2.1) eller de som strikt bör regleras av grundvattenskyddande lagstiftning.

Vidare påpekar man att det är svårt att exakt bedöma hur stort hot en speciell verksamhet utgör mot grundvattnet. Riskerna för grundvattenförorening bestäms av en mängd faktorer såsom:

SOURCES	CONTAMINANTS												
	Overall Threat to Public Health	Mobility	Natural/Background	Agriculture/Golf Courses	Airports	Asphalt Plants	Beauty Parlors	Boat Yards/Builders	Car Washes	Cemeteries	Chemical Manufacture	Clandestine Dumping	Dry Cleaning
Acids	L-M	M	x	o	o	o	o	o	o	o	x	x	o
Bases	L-M	L	o	o	o	o	x	o	o	o	x	x	o
Chloride	L	H	x	o	o	o	o	o	x	o	x	x	o
Flouride	L	H	x	o	o	o	o	o	o	o	x	x	o
Iron/Manganese	L	M	x	o	o	o	o	o	o	o	x	x	o
Metals	H	V	o	o	x	o	x	x	x	o	x	x	o
Nitrate	M	H	o	x	o	o	o	o	o	o	x	x	o
Pathogens	L	L	o	o	o	o	o	o	o	o	o	x	o
Pesticides	H	V	o	x	x	o	o	o	o	x	x	x	o
Petroleum Products	H	M	o	o	x	x	o	x	x	o	x	x	o
Phenols	H	M	o	o	o	o	o	o	o	o	x	x	o
Radioactivity	H	V	x	o	o	o	o	o	o	o	x	x	o
Sodium	L	H	x	o	o	o	o	o	x	o	x	x	o
Solvents	H	H	o	o	x	o	x	x	x	o	x	x	x
Sulfate	L	H	x	o	o	o	o	o	o	o	x	x	o
Detergents	L	H	o	o	o	o	x	o	x	o	x	o	o
Overall threat to Water Supply			V	M	M-H	M	L	L	L	L	H	H	H

L = Low M = Medium H = High V = Varies

An "x" indicates that the land use category(source) is capable of discharging, leaching etc. the particular contaminant of concern to the ground in levels which may render the groundwater at a public supply well undrinkable.

An "o" indicates that the source is not generally associated with finding the particular contaminant of concern in the groundwater at levels which would render the water in a public supply well undrinkable.

Figur 12. Del av Land Use/Groundwater Pollution Potential Matrix. Schemat i sin helhet är betydligt mer omfattande vad gäller antalet föroreningskällor(efter CCAMP, 1987).

typ och kvantitet av kemikalier som används

typ av förvaring och utsläpp

specifika hydrogeologiska egenskaper

föroreningars egenskaper i mark och grundvatten

Handboken skall alltså inte ses som en ersättning för undersökningar av enskilda platser eller verksamheter utan användas som guide vid planering, åtgärdsprogram och handhavande av dessa verksamheter.

2.8.4 Utvärdering

Handboken befanns vara intressant på grund av dess klara och tydliga presentation av viktig och angelägen information. Tydliga figurer och en text skriven så att även människor utan specialkunskaper inom dessa områden kan tillgodogöra sig informationen, är egenskaper som bör vara mycket viktiga vid sammanställningen av en guide/handbok. Även om det ofta är experter som arbetar med detaljerade undersökningar av en plats, är det sällan dessa personer sitter som beslutsfattare eller planerare.

Vid arbete lokalt i kommuner bör en handbok av detta slag underlätta beslut och ge en snabb information om de generella problem som följer med olika verksamheter och dess föroreningar.

Viktigt att förstå i sammanhanget är att en guide av denna typ aldrig kan ersätta detaljerade undersökningar. Guiden kan, som nämnts, endast generellt informera om verksamheter, föroreningar och åtgärder, men ger därmed också snabb och viktig vägledning för hur planering, utformning och undersökning av befintliga eller framtida verksamheter bör genomföras.

3. LeGRAND-SYSTEMET

3.1 Inledning

Detta kapitel kommer inledningsvis att ge en beskrivning av Harry E LeGrands "A Standardized System for Evaluating Waste Disposal Sites" (LeGrand, 1983). Beskrivningen finns tidigare publicerad i rapporten Hydrogeologisk klassificering med LeGrands metod av avfallsdeponier i Göteborgs kommun (Rosén, 1987). Beskrivningen är förkortad och skall endast ses som en sammanfattning av originalet. Skall systemet tillämpas eller studeras mera noggrant bör det mera detaljerade engelska originalet läsas.

Efter beskrivningen kommer de fakta och erfarenheter som ligger till grund för systemets utformning att diskuteras. LeGrands långa erfarenhet inom området är grundläggande för konstruktion av scheman, val av parametrar etc.

Vidare kommenteras det faktum att det stora antalet deponier inom de flesta regioner inte ekonomiskt tillåter detaljerade undersökningar och ingående studier på var och en av dessa platser. I stället behövs en bra vägledning att gå vidare ifrån; indikationer på vid vilka platser mera detaljerade undersökningar är berättigade. För att denna vägledning skall kunna erhållas behövs ett standardiserat system så att alla platser utvärderas på samma sätt och därmed kan jämföras.

Följande punktuppställning visar i vilket stadium LeGrand-systemet bör användas i en undersökningsgång (LeGrand, pers komm, 1987):

- 1) Inventering - platser lokaliseras
- 2) Alla platser utvärderas enligt ett standardiserat system (t ex LeGrand-systemet)
- 3) Detaljerade undersökningar
- 4) Åtgärder vidtas

LeGrand-systemet kan alltså inte ersätta detaljerade undersökningar. Systemet skall i stället ge vägledning så att senare undersökningar och åtgärder genomförs effektivt och på platser vilka är i behov av dem.

Erfarenheter från två delstater vilka använt LeGrand-systemet - North Carolina och Massachusetts - samt erfarenheter från utvärderingar i Göteborgsregionen (Rosén, 1987 och Ledskog, Nilsson, 1986) kommer att redovisas i var sitt delkapitel. Ovan nämnda stater är de i USA som hittills använt systemet i sitt arbete med grundvattenskydd. USEPA förmodas dock framledes använda systemet inom Wellhead Protection Program (se kapitel 2.2) över hela USA.

Ett delkapitel kommer att ta upp jämförelser med andra klassificeringssystem av liknande natur som staten Massachusetts testade innan de antog LeGrand-systemet.

Slutligen kommer LeGrand-systemets lämplighet för Sverige att diskuteras.

3.2 Beskrivning av LeGrand-systemet

Klassificering utförs i fyra etapper med sammanlagt tio delsteg där etapp 1 (steg 1-7) beskriver och klassificerar de naturliga hydrogeologiska/geologiska förutsättningarna för lokalisering av ett avfallsupplag.

Etapp 2 (steg 8) avser akviferens känslighet och förorenings styrka och gör utifrån detta en utvärdering av situationens allvarlighet samt föreslår lämpliga åtgärder.

Den tredje etappen (steg 9) jämför den aktuella situationen med ett stort antal "standardsituationer" med samma förutsättningar, varvid en utvärdering av föroreningsrisk görs.

Slutligen tar etapp 4 (steg 10) hänsyn till de ingenjörsmässiga åtgärder som gjorts: spridningsförhindrande åtgärder och/eller åtgärder för att minska avfallets farlighet.

Nedan ges en mer detaljerad beskrivning av de tio stegen samtidigt som ett för västsvenska förhållanden typiskt exempel refereras. Geologin i Västsverige består av urbergsplintar, delvis moräntäckta, omgivna av leravsättningar ovanpå morän och eventuellt isälvsmaterial. I det grövre geologiska materialet är det vanligt med grävda brunnar för dricksvattenförsörjning.

De figurer som visar tabeller och scheman för utförande av metoden är översatta från originalet till svenska. ~~Då översättningar kan medföra att betydelser och nyanser i vissa fall inte till fullo kan återges, finns i bilaga 1 det engelska originalets figurer redovisade.~~

3.2.1 Etapp 1

Steg 1: Avstånd mellan föroreningskälla och vattenuttag

Avståndet från föroreningskällan till vattenuttaget - t ex en brunn eller ett vattendrag - mäts och ges enligt figur 13 ett index mellan 0 och 9 där ett lägre värde svarar mot ett större avstånd. Då en förorening ofta försvagas kraftigast under den första delen av sin transport genom marken är inte skalans gradering rätlinjig.

Index:	0	1	②	3	4	5	6	7	8	9
Max (m)	-	2000	999	299	149	74	49	34	19	14
Min (m)	2000	1000	300	150	75	50	35	20	15	0

Figur 13 Index för avstånd från föroreningskälla till närmaste uttagställe (efter LeGrand, 1983).

Exempel: Det uppmätta avståndet var 700 meter från tippen till en grävd brunn, vilket medför index 2.

Det uppmätta avståndet är fågelvägen mellan föroreningskälla och uttagsställe, och alltså inte nödvändigtvis grundvattnets väg, vilken ofta är längre. Genom att mäta det kortaste avståndet kan man vara säker på att inte ha gjort en alltför gynnsam bedömning. Eftersom föroreningsstyrka normalt avtar med avståndet från dess källa - pga nedbrytning, sorption och utspädning - ges ett mindre avstånd ett större index. Den avtagande effekten uppnås om transporten äger rum i löst, okonsoliderat jordmaterial med förmåga att ta upp och binda giftiga ämnen till sig. Strömmar däremot vattnet i sprickor i hårt, kristallint berg med mycket liten eller ingen förmåga till sorption spelar avståndet naturligtvis en mindre roll. Det är därför viktigt att i undersökningen bestämma de fall där grundvattenytan befinner sig i sprickigt, hålrumsfyllt berg. Detta indikeras i steg 6 med speciellt suffix.

Steg 2: Avstånd från markyta till grundvattenyta vid föroreningskälla

Här ges, liksom i steg 1, ett lägre index då vattnet har en längre väg att gå (figur 14). Detta på grund av att många föroreningar oskadliggörs helt eller delvis i den omättade zonen (dvs över grundvattenytan), vilket generellt medför att bättre förhållanden råder där grundvattenytan ligger djupt. Det avstånd som diskuteras är det mellan markytan och den vattenyta som finns i ett opåverkat observationsrör eller brunn.

För att säkerhet skall kunna uppnås och inte enstaka extremvärden skall komma att gälla, måste det uppmätta värdet vara stabilt under minst 5% av året, dvs ca 20 dagar i följd. I områden där grundvattenytan höjs kraftigt under våtperioder - områden med lågpermeabla jordar - bör den högsta nivån gälla.

Index:	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Max (m)	-	60	29	19	11	7	4	2,5	1,0	0,5
Min (m)	60	30	20	12	8	5	3	1,5	0,5	0

Figur 14 Index för avstånd mellan markyta och grundvattenyta vid föroreningskällan (efter LeGrand, 1983).

Exempel: I ett opåverkat observationsrör strax intill tippen konstaterades att grundvattenytan låg 4,0 meter under markytan, vilket medför index 6.

Då det ibland saknas brunnar eller observationsrör i närheten av avfallsupplag kan det vara svårt att exakt uppmäta ett avstånd. Dock kan relativt säkra bedömningar göras med kunskap om platsens geologi, vattenytor i närliggande ytvattendrag och kärr m m. Det finns, då det gäller avstånd till grundvattenytan, en hel mängd specialfall: t ex flera akviferer åtskilda av semipermeabla lager, men varigenom läckage kan ske, lokalt förhöjd grund-

vattenyta under själva avfallsplatsen (vanligt vid deponering av vätskor) etc. Dessa medför försvårade omständigheter och beskrivs med suffix i steg 6.

Steg 3: Hydraulisk gradient

Denna parameter bestäms för att få vetskap om föroreningen rör sig mot eller från uttagsplatsen. Här finns endast sex olika index mot tio i steg 1, 2 och 4 (figur 15). Detta pga svårigheter att mäta den hydrauliska gradienten om inte strömbildskartor eller tillräckligt stort antal observationsrör finns i området.

Index	0	1	2	③	4	5
Gra- dient	Bort från alla ut- tagsstäl- len inom 1000 m från föro- renings- källa.	Ingen grad.	Mindre än 2% mot uttags- stället men inte i den förvän- tade flödes- rikt- ningen.	Mindre än 2% mot uttags- stället i den förvän- tade flödes- rikt- ningen.	Mer än 2% mot uttags- stället men inte i den förvän- tade flödes- rikt- ningen.	Mer än 2% mot uttags- stället i den förvän- tade flödes- rikt- ningen.

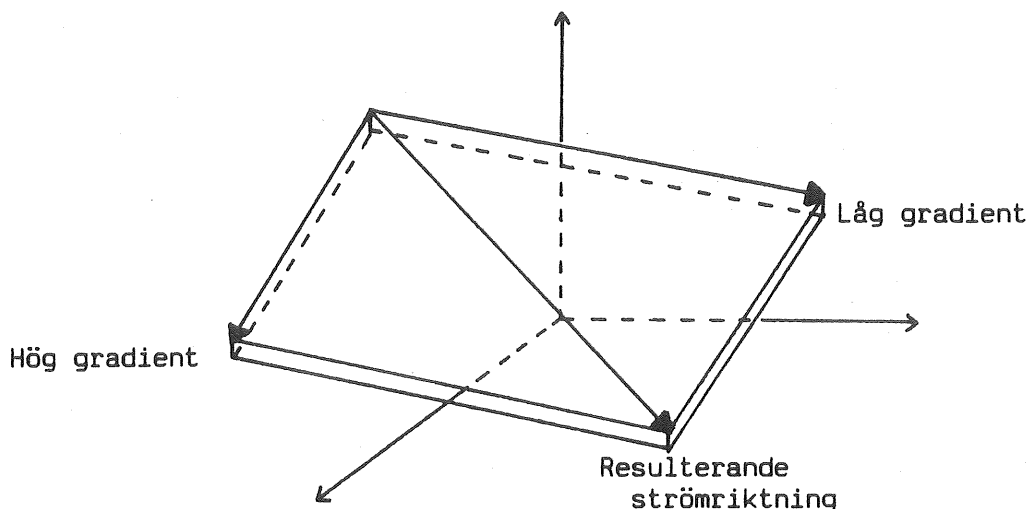
Figur 15 Index för hydraulisk gradient (efter LeGrand, 1983).

Exempel: Med kännedom om platsens geologi och ett antal opåverkade brunnar i området bedöms den hydrauliska gradienten vara ca 1,5% i den förväntade flödesriktningen mot uttagsstället, vilket medför index 3.

Det presenterade schemat över steg 3 gör skillnad på "i den förväntade" och "inte i den förväntade" flödesriktningen. Med det förstnämnda menas helt enkelt att grundvattenströmmens resultant pekar mot uttagsstället, medan det i det andra fallet är så, att den uppvisar en annan riktning, men att en mindre uttalad gradient ändå finns mot uttagsstället (figur 16).

Som ovan nämnts kan det vara svårt att exakt bestämma den hydrauliska gradienten. En bedömning med relativt gott resultat bör dock kunna göras med kunskap om jordmaterialets genomströmningsförmåga (ett tätt material ger en större gradient än ett mera poröst), markytans lutning samt med ledning av befintliga ytvattens läge i terrängen. I normala svenska förhållanden med morän på urberg strömmar grundvattnet med få undantag såsom topografin anger.

Den hydrauliska gradienten är trots mätsvårigheter en viktig hydrogeologisk parameter, helt nödvändig för en riktig klassificering.



Figur 16 Skiss över en grundvattenströms riktningar och resultatant.

Steg 4: Permeabilitet och sorption

En avgörande faktor för hur ett förorenat grundvatten från en avfallsanläggning påverkar omgivningen, är den typ av material genom vilket det strömmar. En finkornig jordart har en stor bromsande inverkan på grundvattenströmningen. Detta gör att de ämnen som transporteras med vattnet dels når berörda uttagsställen långsammare, dels får längre tid på sig för reaktion med eller sorption i jordmaterialet, än vad som är fallet i ett mera grovkornigt geologiskt material. Vidare har en finkornig jordart, t ex lera, en flerfaldigt större anläggningsyta mot vattnet i porerna än t ex sand. Detta resulterar i en större förmåga till sorption hos leran.

Den väg vattnet tar är dels vertikal i den omättade zonen (dvs ovan grundvattenytan), dels i det närmaste horisontell i den övre delen av den mättade zonen. Då, som nämnts i steg 2, föroreningar försvagas eller bryts ner, sker detta till största delen i den omättade zonen, samt även i skikten strax under grundvattenytan. Det är alltså här materialets egenskaper är av betydelse för permeabilitet och sorption ur föroreningssynpunkt.

Då geologiska bildningar sällan (aldrig) är homogena, är det viktigt att bedömningen av den aktuella platsens geologi är riktig om utvärdering av permeabilitet och sorption skall kunna göras. Hänsyn måste tas till om strömningen helt äger rum i löst, okonsoliderat material eller om uppsprucket, poröst berg underlagrar, vari en del av strömningen kan ske med helt andra förutsättningar för sorption.

Liksom i steg 1 och 2 används tio olika index för att beskriva denna parameter (figur 17). Eftersom hänsyn också måste tas till materialets mäktighet och underlagrande berggrunds beskaffenhet, finns i schemat även ett kompletterande suffix för dessa

specifika identifikationer. T ex betyder 5H att det förorenade vattnet strömmar genom ett 15-19 meter mäktigt lager av sand innehållande mindre än 15% lera och vilande på tät impermeabel berggrund. Observera att den mäktighet av okonsoliderat material som skall väljas är lika med det avstånd i vertikalled som föroreningen transporteras innan en horisontell rörelse påbörjas. Denna kan orsakas av grundvattenyta eller ett tätande, impermeabelt lager, t ex lera.

Den jordartsindelning som används är inte komplett i geologiskt hänseende, men är framtagen för att, utan för många svårberäknade detaljer, täcka in de olika typer som förekommer. Med geologisk kunskap skall påträffade lagerföljder kunna föras in på rätt plats i schemat. Naturligtvis kan aldrig en schematisk uppställning förväntas innefatta alla de detaljer och variationer som geologin uppvisar. Målet är dock inte att beskriva ett materials permeabilitet/sorption i exakta siffror, utan mera generellt i en tiogradig skala.

Tjocklek av okonsoliderat material (m)	Lera		Lera med mindre än 50% sand		Sand med 15-30% ler		Sand med mindre än 15% ler		Ren finsand		Rent grus eller grov sand
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	
≥30	OA		2A		4A		6A		8A		9A
25-29	OB	1C	1D	2F	3E	4G	5F	6E	7F	8E	9G 9M
20-24	OC	2C	1E	3D	4D	5E	5G	6F	7G	8F	9H 9N
15-19	OD	3B	1F	4C	4E	6C	5H	7D	7H	8G	9I 9O
10-14	OE	4B	2D	5B	4F	6D	5I	7E	7I	9D	9J 9P
3-9	1B	6B	2E	7B	5C	7C	5J	8D	7J	9E	9K 9Q
<3	2B	8B	3C	8C	5D	9B	5K	9C	7K	9F	9L 9R

Berg i dagen: I = 5Z, II = 9Z

Figur 17 Index för permeabilitet och sorption. Jordartsindelningen är översatt från den engelska originalet. I = tät berggrund, II = spricking, permeabel berggrund (efter LeGrand, 1983).

Exempel: Sonderingar i området visar på en 4 meter mäktig marint avsatt sandig glaciärra underlagrad av ett 1 meter mäktigt lager isälvsand ovanpå ett tunt moräntäcke (0,5 m). Alltsammans vilande på relativt permeabel, kristallin berggrund, vilket medför index 7B.

När det okonsoliderade materialet har en mäktighet mindre än 30 meter och då alltså åtskillnad görs mellan tät och mera permeabel berggrund, gäller följande (siffrorna är tagna och omräknade från LeGrand, 1983, utan hänsyn till om de gäller för svenska förhållanden eller ej):

I: Tät berggrund - får ha högst 0,0024 m²/s i specifik kapacitet.

II: Mera permeabel berggrund - skall ha minst 0,0024 m²/s i specifik kapacitet.

Specifik kapacitet = kvoten mellan uttaget och avsänkningen i en brunn. Ex: ur en brunn pumpas 0,03 kubikmeter vatten per sekund varvid en avsänkning på 1,0 meter uppmäts. Den specifika kapaciteten blir då 0,03 m³/1,0s x 1,0m = 0,03 m²/s.

Det kan naturligtvis ofta vara svårt att få fram exakta uppgifter om berggrundens specifika kapacitet men med hjälp av gjorda geologiska undersökningen och berggrundskartor kan ungefärliga uppgifter fås om dess beskaffenhet.

Steg 5: Bedömning av undersökningens tillförlitlighet

På grund av olika förutsättningar vid olika undersökningar:

- i vissa fall finns bra kartmaterial, i andra fall undermåligt eller inte tillräckligt,
- i vissa fall tillräckligt med observationsrör för mätning av grundvattenyta och på så sätt möjlighet att få en bild av strömning och hydrogeologiska förhållanden, i andra fall inte,
- i vissa fall finns geologiska undersökningar gjorda inom området, i andra fall inte, osv,

blir tillförlitligheten också av varierande slag. Tre olika suffix (A, B och C) används för att beskriva om god, måttlig eller låg tillförlitlighet råder. Att det endast finns tre grader av tillförlitlighet beror på en strävan att komma så långt bort från subjektiva bedömningar som möjligt. Med tre alternativ bör denna risk vara minimal:

A: Hög tillförlitlighet - undersökningens resultat antas stämma helt - god tillgång på kartmaterial, tidigare gjorda geotekniska/geologiska undersökningar - mycket noggranna fältstudier.

(B) Måttlig tillförlitlighet - kartmaterial och tidigare gjorda undersökningar finns i sådan omfattning att resultatet till största delen antas stämma - fältstudier har gjorts.

C: Låg tillförlitlighet - bristfälligt kartmaterial och ingen tillgång till tidigare gjorda undersökningar - inga fältstudier har genomförts.

Exempel: Undersökningen bedömdes ha måttlig tillförlitlighet (B) pga bra kartmaterial i form av geologiska och ekonomiska kartor, vissa geotekniska undersökningar tillgängliga och ett fåtal brunnar vilka indikerade de hydrogeologiska förhållandena. Kontroll av uppgifter och bedömningar gjordes i fält.

Steg 6: Beskrivning av platsens karaktär

Med hjälp av två eller flera av följande suffix beskrivs platsens specifika förhållanden:

- (W.) Uttagsstället är en brunn (Well).
- S. Uttagsstället är en källa eller ett varaktigt vattendrag (Spring).
- B. Uttagsstället finns inom en ägandegräns eller ett angränsande område där ingen förorening får förekomma, t ex en sjö med vattenbruk (Boundary).

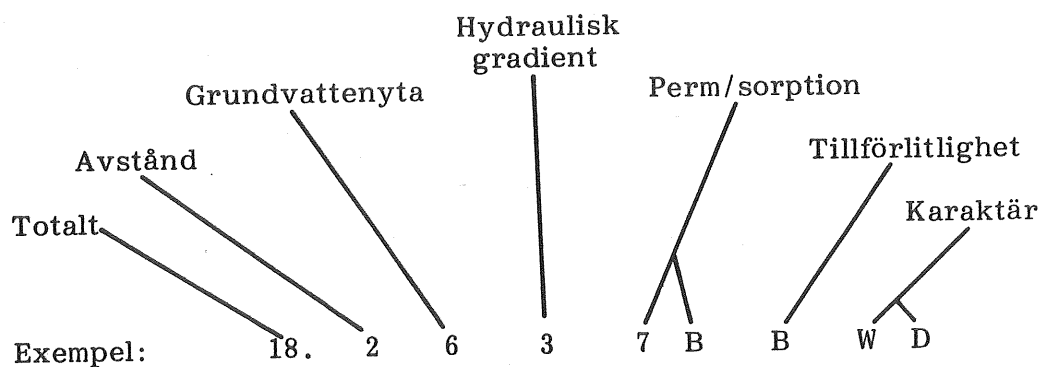
Ett av de tre ovan nämnda suffixen väljs för beskrivning av uttagsstället. Av de följande väljs de som anses nödvändiga för att få en uppfattning av områdets övriga egenskaper.

- C. Speciella förhållanden kräver att kommentar eller förklaring kompletterar utvärderingen.
- (D.) Avsänkningstratt runt brunn i närheten av avfallsupplag vilket kan medföra transport.
- E. Avståndet som uppmätts (steg 1) är mellan vattenuttag och den uppskattade yttersta spridningsgränsen, dvs inte avståndet mellan uttag och föroreningskälla.
- F. Föroreningskällan är belägen inom ett utströmningsområde, t ex flodsätt, vilket orsakar liten grundvattenförorening.
- K. Platsen belägen inom ett karstområde eller underlagrad av kalksten med mycket sprickor.
- M. Förhöjd grundvattenyta under avfallsupplaget - vanligt under upplag med deponering av vätskor eller med låg infiltrationskapacitet.
- P. Perkolationen (vätskans transport nedåt i den omättade zonen) är ej tillräcklig. Permeabilitet/sorptionsvärde indikerar i vilken grad perkolationen kan bli ett problem. Ett värde mindre än eller lika med 3 innebär låg perkolation.
- Q. Föroreningskällan är belägen inom ett inströmningsområde till en stor akvifer vilket medför hög risk för grundvattenförorening.
- R. Radiellt eller delvis radiellt flöde från en höjdpunkt av grundvattenytan.
- T. Grundvattenytan belägen i sprickigt eller hålrumsfyllt berg.
- Y. En eller flera slutna akviferer underlagrar den öppna.

Exempel: Uttagsstället är en brunn (W) runt vilken en radiell avsänkning är att vänta (D).

Steg 7: Sammanställning av steg 1 till och med steg 6

Då de sex första stegen har utförts återstår en sammanställning för att kunna utvärdera platsens naturliga förutsättningar för deponering av avfall. De fyra sifferindex som erhållits adderas varvid resultatet blir en summa mellan 0 och 32, och där ett högre värde visar på sämre förutsättningar. Suffix och index sätts ihop till en siffer-bokstavskombination (figur 18).



Figur 18 Sammanställning av steg 1 till och med steg 6. Det refererade exemplet är här infört i figuren (efter LeGrand, 1983).

Då detta gjorts kan alltså en utvärdering av platsens naturliga hydrogeologiska förutsättningar göras - utan hänsyn till avfallslag eller förorening. Med hjälp av en tabell, baserad på statistik från ett stort antal tippar (figur 19), görs en klassificering av platsens lämplighet.

De max-värden som anges i tabellen får ej överskridas för att den klassificering totalsumman ger skall gälla. T ex bör inte en plats med totalsumman 16 ha högre index på avstånd och permeabilitet/sorption än 2 respektive 4. För grundvattenytan och den hydrauliska gradienten finns inte dessa krav.

Klass	Total poäng	Avstånd (max)	Grundvattenyta	Hydraulisk gradient	Perm/sorp (max)
A. Utmärkt	≤10	0	-	-	2
B. Mkt bra	11-14	1	-	-	3
C. Bra	15-17	2	-	-	4
D. Måttlig	18-20	3	-	-	5
E. Dålig	>20	-	-	-	-

Figur 19 Tabell för klassificering av platsens naturliga förutsättningar efter de fyra hydrogeologiska huvudfaktorerna (efter LeGrand, 1983).

Exempel: Totalsumman (18) visar på en måttligt lämplig plats men då kravet på permeabilitet/sorption inte uppfylls för denna klassificering får platsen betraktas ha dåliga förutsättningar.

3.2.2 Etapp 2

Steg 8: Utvärdering av situationens allvarlighet

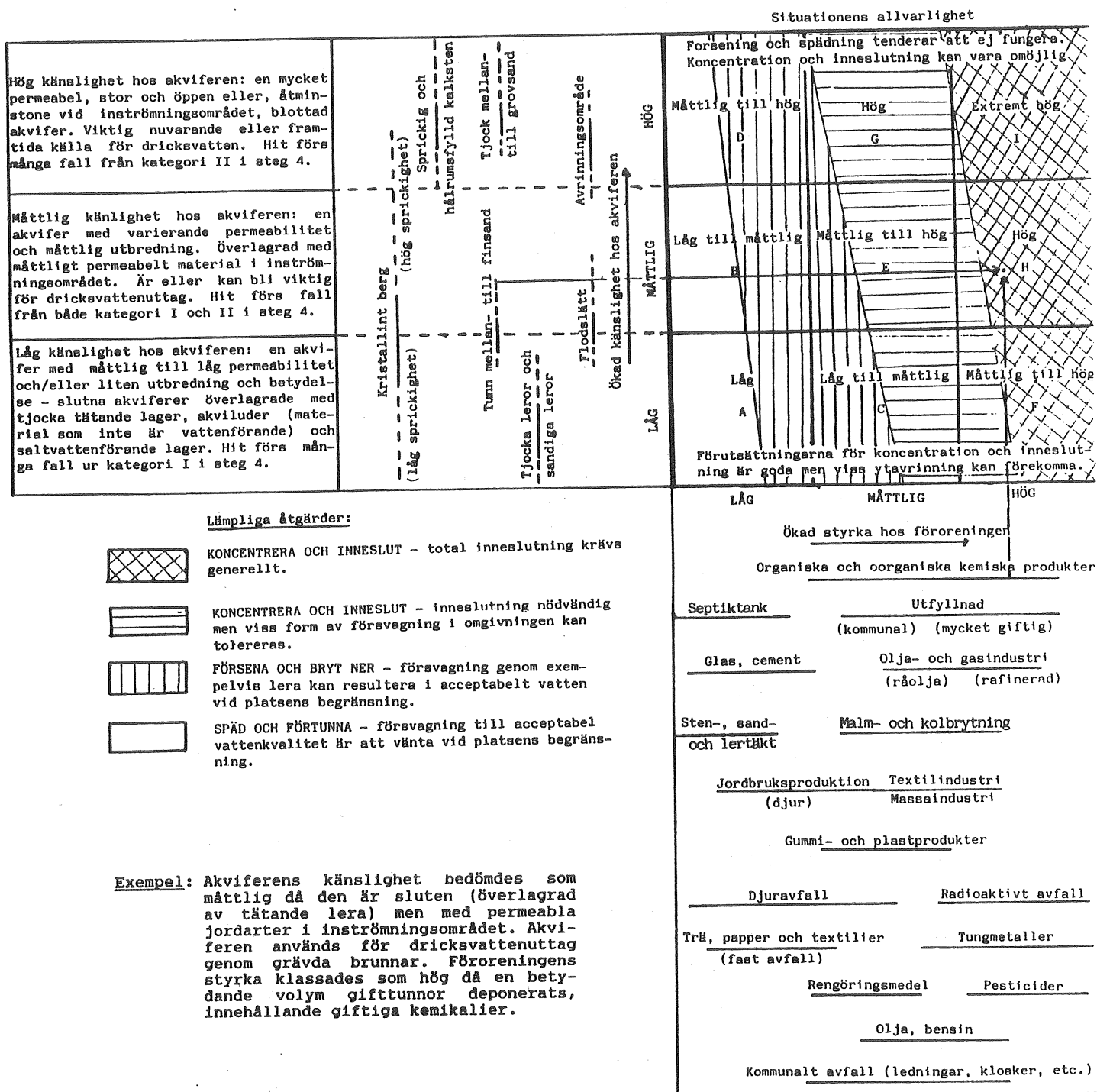
Med hänsyn till det aktuella grundvattenmagasinets känslighet och den aktuella föroreningens styrka, görs en utvärdering av hur allvarlig den aktuella situationen är. Metoden som används innebär att känslighet uppritats mot föroreningens styrka i ett schema (figur 20), uppdelat i nio olika rutor A t o m I. Dessa representerar olika grad av allvarlighet:

- A. Låg allvarlighet - okänslig akvifer och avfall med låg farlighet.
- B. Låg till måttlig allvarlighet - måttligt känslig akvifer och avfall med låg farlighet.
- C. Låg till måttlig allvarlighet - okänslig akvifer och avfall med måttlig farlighet.
- D. Måttlig till hög allvarlighet - känslig akvifer och avfall med låg farlighet.
- E. Måttlig till hög allvarlighet - måttligt känslig akvifer och avfall med måttlig farlighet.
- F. Måttlig till hög allvarlighet - okänslig akvifer och avfall med hög farlighet.
- G. Hög allvarlighet - känslig akvifer och avfall med måttlig farlighet.
- H. Hög allvarlighet - måttligt känslig akvifer och avfall med hög farlighet.
- I. Extremt hög allvarlighet - känslig akvifer och avfall med hög farlighet.

Schemat är dessutom uppdelat i fyra olika fält varefter lämpliga åtgärder bedöms (figur 20).

Grundvattenmagasinets känslighet är avhängigt de kritiska hydrogeologiska parametrarnas värden, användning av uttaget vatten och eventuella andra förutsättningar beskrivna i steg 6. Utifrån dessa uppgifter bedöms om hög, måttlig eller låg känslighet föreligger. Om ett grundvattenmagasin har hydraulisk kontakt med ett känsligt ytvattendrag innebär naturligtvis också detta att magasinet får högre känslighet.

Föroreningens styrka beror på koncentration, farlighet, volym, förmåga att brytas ner samt löslighet i vatten, och kan i många fall vara svår att bedöma då uppgifter inte alltid finns tillgängliga. Ofta förekommer termer som industriavfall, byggnadsavfall



Figur 20 Schema för bedömning av situationens allvarlighet utifrån akviferens känslighet och förorenings styrka (efter LeGrand, 1983).

osv utan någon närmare precisering. I fält kan observationer i närliggande diken och vattendrag dock ge en uppfattning om avfallets slag: t ex oljehinna i dike (oljeavfall) eller starkt rostfärgat vatten i bäck (järnskrot o dyl). Det mest giftiga avfallet måste naturligtvis gälla vid bedömning av tippens skadliga inverkan på omgivningen.

En bedömning av känsligheten hos en akvifer och en föroreningsstyrka kan lätt bli godtycklig och variera från person till person. Indelningen i endast tre grader av känslighet respektive föroreningsstyrka, samt hänvisning i schemat om var olika geologiska material och avfallslag skall placeras, medför dock att personer med tillräcklig information och kunskap bör få likartade resultat.

3.2.3 Etapp 3

Steg 9: Föroreningsrisk och accepterandegrad

Samma schema som i steg 8 utnyttjas för denna utvärdering, där den aktuella situationens värden från steg 7 jämförs statistiskt med ett stort antal avfallsanläggningar. Genom att ge känslighet (vertikal) och föroreningsstyrka (horisontell) lika stor betydelse har diagonala, isometriska linjer - PAR (Protection of Aquifer Rating) - uppritats med hjälp av statistik från ett stort antal undersökta situationer med varierande känslighet hos akviferen och föroreningsstyrka hos avfallet (figur 21). Avstånden mellan PAR-linjerna är helt empiriska (ej framtagna med matematisk formel) och utgör zoner med olika PAR-värden. Den zon i vilken den inritade punkten från undersökningen hamnar, utgör alltså en referenzzon, vars värden ej får överskridas av den aktuella situationens. Detta om förorening av grundvattnet skall kunna förhindras.

Förutom totalsumman är även värden för det uppmätta avståndet mellan föroreningskälla och vattenuttag samt permeabilitet/sorption indikerat i PAR.

Jämförelsen mellan den undersökta situationen och schemats standardvärden görs genom subtraktion av dessa (endast totalsumma och permeabilitet/sorptions värde). Avståndsindexet tas ej med i subtraktionen men finns med för att, om så önskas, göra en ytterligare jämförelse.

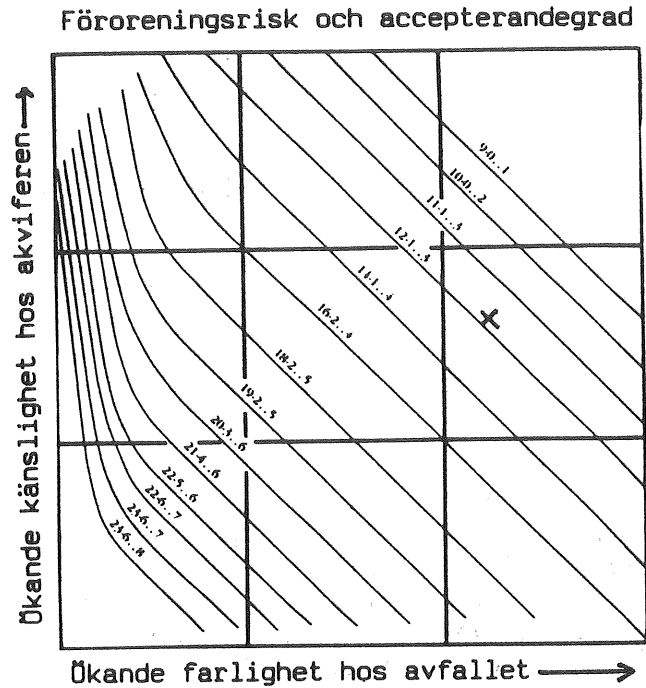
Eftersom permeabilitet/sorption är den hydrogeologiska parameter som är viktigast för en akvifers känslighet, påverkar den inte bara totalsumman utan behandlas även separat i subtraktionen.

1) Plats 19...7

$$\begin{array}{r} - \text{PAR } 14...4 \\ \hline +5 \quad +3 = +8 \end{array}$$

2) Plats 14...1

$$\begin{array}{r} - \text{PAR } 18...5 \\ \hline -4 \quad -4 = -8 \end{array}$$



Figur 21. Schema ur vilket situationens PAR-värden (Protection of Aquifer Rating) bestäms och varmed dess föroreningspotential och accepterandegrad kan beräknas (efter LeGrand, 1983).

Exempel: Med hänsyn till akviferens känslighet och föroreningens styrka bedömdes situationen hamna i ruta H i schemat, vilket betyder en hög allvarlighet.

Plats 18. 2 6 3 7 B B W D + H

-PAR	12.	. . .	3	
	+6		+4	= + 10H

Då den undersökta platsens värden överskrider PAR erhålls alltså ett positivt resultat, vilket betyder att föroreningar ej stoppas av den naturliga omgivningen utan att åtgärder måste vidtagas. Ett negativt värde däremot visar på mera gynnsamma förhållanden där naturen kan tänkas utgöra ett fullgott skydd. Den erhållna siffran jämförs och klassificeras i ett schema som meddelar till vilken grad den aktuella platsen är acceptabel (figur 22).

Situationens slutsumma	Föroreningsrisk	Accepterandegrad	Situationsgradering
Mindre än -8	Ingen	Förmodl acc	A
-7 till -4	?	Förmodl acc el marginellt oacc	B
-3 till +3	?	Osäkert om acc	C
+4 till +7	Hög	Förmodl oacc el marginellt acc	D
Mer än +8	Mkt hög	Med stor säkerhet oacc	(E)

Figur 22 Situationens föroreningsrisk och acceptandegrad. Klass B och C är indikerade med frågetecken i kolumnen för föroreningsrisk eftersom värden mellan -7 och +3 är svåra att utvärdera tillfredsställande. Ifråga om acceptandegrad är däremot alla fem klasserna specificerade (efter LeGrand, 1983).

Exempel: Beräkningarna gav +10H som resultat vilket betyder en mycket hög föroreningsrisk samtidigt som situationen med stor säkerhet är oacceptabel.

3.2.4 Etapp 4

Steg 10: Utförda åtgärder

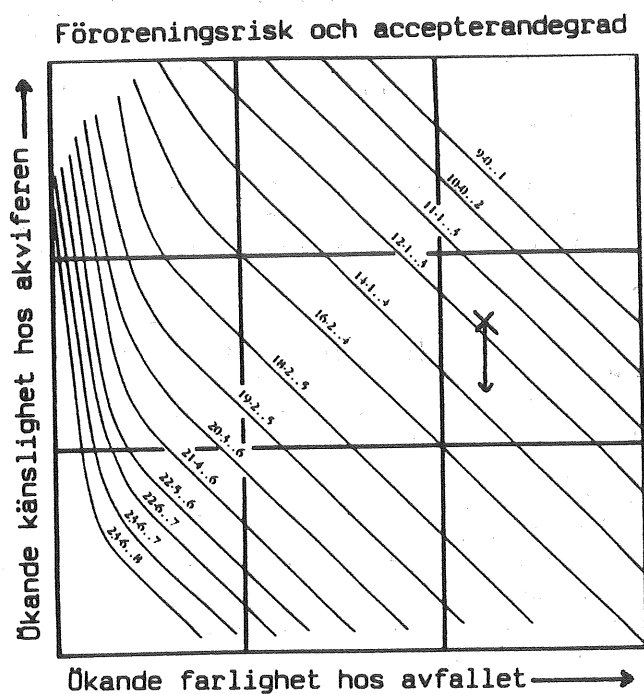
Då ingenjörsmässiga åtgärder utförts eller skall utföras för att förhindra spridning av förorenat lakvatten eller för att minska föroreningens styrka, måste naturligtvis dessa åtgärder tas med i beräkningarna vid en utvärdering. Exakt samma schema som i steg 9 används. Genom att flytta punkten från det ursprungliga läget den fick i steg 8 i:

- vertikalled om åtgärder gjorts för att minska akviferens känslighet,
- horisontalled om åtgärder gjorts för att minska föroreningens styrka,

tas hänsyn till alla de skyddsåtgärder som gjorts. Att bedöma hur effektiva dessa är kan ofta vara mycket svårt, men en grov indelning i tre klasser bör med någorlunda säkerhet kunna göras:

- god effektivitet (3 steg)
- måttlig effektivitet (2 steg)
- låg effektivitet (1 steg)

Då detta är gjort, flyttas punkten ett, två eller tre steg (PAR-zoner) i vertikal eller horisontell riktning, beroende på åtgärdens art (figur 23).



Figur 23. Schema ur vilket situationens PAR-värden (Protection of Aquifer Rating) bestäms med hänsyn till gjorda åtgärder (efter LeGrand, 1983).

Exempel: Vid upplaget har en dränering utförts i form av ett dike i vilket lakvatten skall samlas upp. Åtgärden bedöms ge ett stegs (PAR-zon) minskning av akviferens känslighet.

En ny beräkning utförs utifrån den nya punktens läge på exakt samma sätt som i steg 9. Utvärderingen görs även den på samma vis enligt samma schema (se figur 22), där föroreningsrisk och accepterandegrad klassificeras. Bedömning av gjorda åtgärders inverkan är, som sagts, mycket svår att göra, men då denna metod är systematiskt konstruerad, finns inget objektivt sätt att göra denna utvärdering.

Att en föroreningsförhindrande åtgärd aldrig kan innebära en förbättring av mer än tre steg beror på erfarenheter att inte ens de dyrbaraste och bästa ingenjörsmetoder kan göra ett avfallsupplag godkänt om de naturliga förutsättningarna är alltför dåliga.

3.2.5 Sammanfattning av metoden

Syftet med LeGrand-systemet är 1) att vara en guide för utvärdering av avfallsupplag eller andra platser där föroreningar är placerade och 2) att vara ett standardiserat system, i vilket de naturliga förutsättningarna kan vägas mot föroreningens styrka och därifrån utvärdera situationens allvarlighet, föroreningsrisk och om platsen är acceptabel eller ej. Även förslag till lämpliga skyddsåtgärder ges.

För att kunna genomföra en utvärdering måste personen ifråga besitta kunskaper om geologi och hydrogeologi samt vara insatt i, och ha erfarenheter av, de förutsättningar som gäller för olika sorters upplag.

Syftet med metoden är inte att behandla avfallsslag och specialförutsättningar i detalj. Dock är schemat i steg 8 utformat så att alla typer av avfall och geologiska/hydrogeologiska förutsättningar skall kunna placeras rätt och ges en riktig utvärdering.

Metoden bygger inte på provtagningar av något slag, vilka naturligtvis är avgörande för ingående studier av avfallsanläggningar. En med detta system utförd utvärdering medför dock en mycket stor kunskap och uppfattning av den aktuella platsen, så att uppföljande undersökningar - med provtagning - kan göras på ett mera effektivt och planerat sätt.

3.3 Grundläggande faktorer och synsätt för LeGrand-systemets utformning

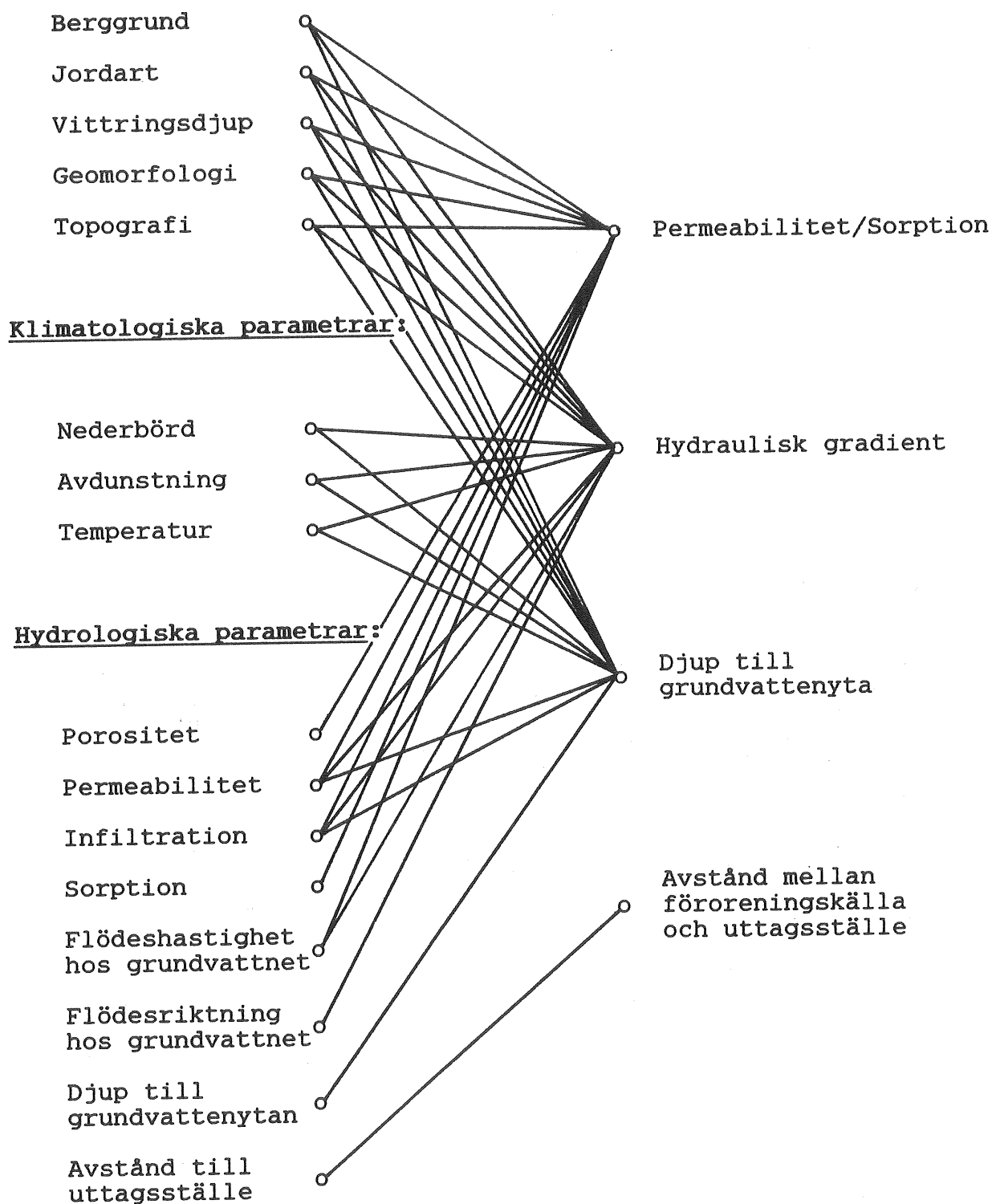
3.3.1 Inledning

För att på ett riktigt sätt kunna utvärdera platsers känslighet för grundvattenförorening måste de parametrar som bestäms, tillsammans fullständigt beskriva platsens förutsättningar. Samtidigt kan inte ett standardiserat system, avsett att snabbt utvärdera ett antal platser, ge utrymme för exakta bestämningar av alla inverkanse faktorer. Alltså måste ett fåtal parametrar, relativt enkla att bestämma eller uppskatta, väljas. De skall tillsammans ge en hydrogeologisk beskrivning med hänsyn till de geologiska, klimatologiska och hydrologiska faktorer som bestämmer hydrogeologin.

LeGrand (1983) beskriver i figur 24 sambandet mellan geologiska, klimatologiska och hydrologiska parametrar och de fyra hydrogeologiska parametrar som tillämpas i LeGrand-systemet.

När de parametrar definierats som tillsammans bestäms av alla inverkanse faktorer, kan en - åtminstone översiktlig - utvärdering göras utan exakta bestämningar av exempelvis flödeshastigheter, infiltration, nederbörd osv. Utifrån en LeGrand-utvärdering kan inga värden på andra parametrar än de fyra som ingår i systemet erhållas.

Det har vid några tillfällen, bl a vid ett seminarium i Göteborg 870929, framförts synpunkter att LeGrand-systemet inte tar hänsyn till grundvattenhydraulikens lagar, exempelvis Darcy's lag. Detta påstående visar att beskrivningen inte studerats tillräckligt

Geologiska parametrar:Hydrogeologiska faktorer
i LeGrand-systemet:

Figur 24. Samband mellan geologiska, klimatologiska och klimatologiska parametrar och de hydrogeologiska faktorer som används i LeGrand-systemet (efter LeGrand, 1983).

eller att systemets uppgift inte har förståtts. Det är på det stadium där LeGrand-systemet skall användas (se kapitel 3.1) helt ointressant med exakta uppgifter om flödes hastighet, porositet, permeabilitet etc. Dessa parametrar bestämmer till en del de fyra huvudparametrarna i LeGrand-systemet men det är de senare som ger den hydrogeologiska beskrivningen. För att exempelvis ge rätt index i bestämningen av permeabilitet/sorption i steg 4 behöver sålunda en bedömning av lagerföljdens jord- och bergarter göras, inte en bestämning i siffror av lagerföljdens permeabilitet. Standardiseringen av systemet innebär bl a att utvärderingarna skall göras med liten insats av arbete, tid och pengar (LeGrand, 1983) och då måste insatserna koncentreras på parametrar vilka är resultat av en mängd faktorer.

Det är alltså av avgörande betydelse för en rättvis bedömning av metoden att inse det faktum att LeGrand-systemet ger en utvärdering avsedd att utgöra en vägledning inför fortsatta undersökningar och åtgärder.

3.3.2 Faktorerers inbördes samband

När det gäller hydrogeologiska faktorerers inverkan på en plats lämplighet för avfallsdeponering, eller annan verksamhet som kan utgöra ett hot mot grundvattenkvaliteten, är effekterna ibland inbördes motverkande. Exempelvis anses låg permeabilitet oftast vara en god egenskap då den kan förhindra eller fördröja en förorenings transport till grundvattnet. Samtidigt innebär en låg permeabilitet vanligtvis en nära markytan belägen grundvattenyta, vilket i de flesta fall anses vara en dålig egenskap (LeGrand, 1985).

De flesta platser har både goda och dåliga egenskaper beroende på samband mellan olika faktorer. Sambanden är komplicerade och inte alltid så självklara som i figur 24. För att vid en utvärdering kunna se dessa samband och ge dem rätt prioritering, bör ett standardiserat tillvägagångssätt väljas (LeGrand, 1985). Att dra slutsatser från endast någon eller några hydrogeologiska parametrar är missledande eftersom negativ inverkan från en parameter kan medföra goda egenskaper från andra, vilket därmed kan innebära att platsen trots allt har ett gott skydd mot grundvattenförorening. Hänsyn måste alltså tas till alla inverkan- de faktorer - direkt eller indirekt.

Vidare bör vissa faktorer prioriteras framför andra i en utvärdering på grund av olika betydelse. Exempelvis är permeabilitet den hydrogeologiska parameter som i högst grad bestämmer en plats föroreningspotential (LeGrand, 1965, 1985). LeGrand-systemet tar hänsyn till detta i steg 9 (kapitel 3.2.3) då platsens föroreningsrisk beräknas.

De faktorer som skall tas hänsyn till i en utvärdering måste alltså väljas med stor noggrannhet och försiktighet. Ett standardiserat utvärderingssystem anpassat till de ovan nämnda hydrogeologiska parametrarna och dessas inbördes relationer, ger den mest riktiga utvärderingen av en föroreningskälla (LeGrand, 1985).

3.3.3 Konstruktion av scheman i LeGrand-systemet

En kritik som riktats mot LeGrand-systemet (LeGrand, pers komm, 1987) är utformningen av de scheman som finns i etapp 2 och 3 (i etapp 4 används samma schema som i etapp 3).

Kritiken mot schemat i etapp 2 (kapitel 3.2.2) är vanligen i form av misstro mot placeringen av de olika föroreningarna i uppställningen över föroreningarnas styrka. Är de olika ämnena endast godtyckligt placerade eller finns det något som belägger placeringarna?

LeGrand hade redan 1964 utarbetat ett system för utvärdering av avfallsanläggningar (LeGrand, 1964) på vars grundidé "A Standardized System for Evaluating Waste Disposal Sites" bygger. Till hjälp hade då LeGrand geokemisten Dr Henry S Brown vilken listade alla föroreningar som identifierats från avfallsanläggningar. De olika ämnena delades in i nio olika klasser med avseende på farlighet och egenskaper i mark och vatten. I denna tidigare version av klassificeringssystemet hade schemat i etapp 2 alltså nio klasser mot de nuvarande tre. För att få ett mera lätthanterligt schema och samtidigt förstärka de grafiska fördelarna förenklades presentationen och listan över föroreningar togs bort. Placeringen av ämnena i schemat i etapp 2 är alltså gjord på vetenskaplig basis (LeGrand, pers komm, 1987).

Mot det schema som finns i etapp 3 av systemet framförs vanligtvis den hårdaste kritiken. Är PAR-zonerna (Protection Aquifer Rating) tillförlitligt indelade?

PAR-zonerna är empiriskt framtagna. Ett antal undersökta platser låg till grund för indelningen av dessa zoner och mycket arbete krävdes för justering av zoneringsen (LeGrand, 1983). LeGrand påpekar också att ett så stort antal undersökta tippar i olika miljöer inte finns så att ett underlag kan erhållas för att statistiskt belägga ett PAR-schema (LeGrand, 1964, pers komm, 1987). Ett PAR-schema måste alltså konstrueras och justeras utifrån erfarenheter som inte statistiskt kan beläggas.

När det gäller ingenjörsmässiga åtgärder i LeGrand-systemet kan de aldrig upphäva dåliga hydrogeologiska förutsättningar vid verksamheter som kan utgöra ett hot mot grundvattenkvaliteten (LeGrand, 1981, 1983). Det har i USA under många år genomförts mycket forskning och testning av olika tekniska konstruktioner för spridningsförhindring av miljöfarliga ämnen (Hazardous Materials Control Research Institute, 1980). Resultaten visar att oberoende av de typer av inneslutningar, impermeabla skikt, lakvattenuppsamlingsanläggningar eller metoder för övertäckning av avfall, som används, kan aldrig riskerna för grundvattenförorening helt elimineras om ogynnsamma hydrogeologiska förhållanden råder. Därför måste ingenjörsmässiga åtgärder och hydrogeologiska förutsättningar betraktas tillsammans vid utvärderingar. En riktig utgångspunkt vid placering av en avfallsanläggning är att ha goda hydrogeologiska förutsättningar tillsammans med en väldefinierad strategi där olika typer av barriärer skall skydda mot potentiella risker för grundvattenförorening. Dessa barriärer kan vara antingen naturliga eller konstgjorda (LeGrand, 1981).

3.3.4 Diskussion

Platsspecifika detaljstudier kan inte göras på alla upplag inom en region på grund av begränsningar i tid och ekonomi. För att få vägledning om vilka upplag i en region som är i behov av detaljstudier och/eller åtgärder, måste utvärderingarna ske på ett standardiserat, snabbt och därmed ekonomiskt fördelaktigt sätt. Många gånger är dessutom långvarig datainsamling vid en plats oförsvärbar; då sammanställning och utvärdering är klar kan förhållandena sedan lång tid ha förändrats så att uppgifterna inte längre är relevanta (LeGrand, 1981).

För att en utvärdering med ett standardiserat system skall kunna genomföras på ett riktigt sätt måste de hydrogeologiska faktorer som ligger till grund för utvärderingen väljas mycket noggrant och försiktigt. Felaktiga prioriteringar och val av faktorer som tillsammans inte tar hänsyn till alla de parametrar (geologiska, hydrologiska och klimatologiska) som bestämmer hur en förorening kan påverka omgivningen, leder till utvärderingar som inte är tillförlitliga.

På grund av den ringa datamängd som finns tillgänglig vad gäller föroreningars transport, spridning, sorption etc i marken, kan inte en avfallsdeponis föroreningsrisk fastställas på ett statistiskt tillfredsställande sätt. Utvärderingar måste därför göras med en metod som efterhand justeras allteftersom resultat från detaljerade undersökningar av utvärderade platser erhålls. LeGrand-systemet har genomgått flera förändringar under en 20-årsperiod - första versionen kom 1964 - och torde vara det klassificeringssystem som i högsta grad är anpassat till både naturliga förutsättningar och föroreningars egenskaper (DEQE, 1982 och LeGrand, pers komm, 1987).

3.4 Erfarenheter från Massachusetts

Inom staten Massachusetts DEQE Groundwater Management Project (se kapitel 2) har man genom konstruktion av Water Supply Protection Atlas lokaliserat alla i Massachusetts kända vattentäkter och föroreningskällor. För att följa upp detta arbete på ett riktigt sätt ville man utvärdera föroreningskällorna och dessas inverkan på vattentäkterna; man ville klarlägga vilka föroreningskällor som utgör det största potentiella hotet mot vattenkvaliteten.

På grund av det stora antalet föroreningskällor - ca 1500 - insåg man att utvärderingarna måste ske på ett billigt och inte alltför tidskrävande sätt. För att resultaten skulle bli tillförlitliga och utifrån dessa kunna göra prioriteringar för följande undersökningar, måste dessutom utvärderingar från olika platser kunna jämföras med varandra. Det var alltså nödvändigt att de utfördes likadant med ett standardiserat system. Efter att ha utvärderat ett antal olika system och metoder bestämde sig slutligen Division of Water Supply vid DEQE för att använda LeGrand-systemet (DEQE, 1984).

3.4.1 Hur utvärderingarna genomfördes

Under två år (1983-1984) genomfördes utvärderingarna av 1566 föroreningskällor från Water Supply Protection Atlas i Massachusetts. De kategorier av föroreningskällor som utvärderades var:

- deponeringsplatser för miljöfarligt avfall
- soptippar
- surface waste impoundments (se kapitel 2.4.2)
- skrotbilsupplag
- förvaringsplatser för vägsalt

De personer som genomförde utvärderingarna var:

- 1) Från Division of Water Supply, DEQE
- 2) För Franklin County, geologistuderande från University of Massachusetts in Amherst.

Dessa personer hade alla hydrogeologisk utbildning och fick genomgå en kort kurs i LeGrand-systemet innan utvärderingarna startade. Även blindtester genomfördes där olika personer oberoende av varandra fick utvärdera samma platser varefter resultaten jämfördes. Dessa tester visade att LeGrand-systemet gav i det närmaste samma resultat oberoende av vilken person som genomförde utvärderingen. Man fann också att metoden var relativt snabb; ungefär en halv dags arbete per plats för att genomföra en utvärdering. (David Y Terry och Donovan R Bowley, pers komm, 1987).

Då studier och tester av LeGrand-systemet genomförts och jämförelser med andra system gjorts (se kapitel 3.8), fann man att systemets resultat väl speglar verkligheten och att inga modifieringar behövde genomföras. Dock bestämde man sig för att med hänsyn till förhållanden i Massachusetts ytterligare standardisera utvärderingarna. Detta gjordes på följande tre punkter, (DEQE, 1984):

- 1) Steg 1: Avståndet mellan föroreningskälla och grundvattentäkten skall vara längs en rät linje (detta gäller för övrigt enligt beskrivningen till LeGrand-systemet).
- 2) Steg 3: Den hydrauliska gradienten uppskattas genom antagandet att grundvattenytans gradient överensstämmer med ytvattendragens gradient.
- 3) Steg 4: Berggrunden utgörs av skiffer eller annan relativt impermeabel berggrund - alltså kommun I i steg 4 (se kapitel 3.2.4).

Utvärderingarna gjordes alltså med hydrogeologiskt kunnig personal och med en ytterligare standardisering av systemet. Det första anser Terry och Bowley vara helt nödvändigt för en tillförlitlig utvärdering medan det senare är en fråga om de förutsättningar som gäller inom det område som skall utvärderas. Man

påpekar också vikten av att testa och studera systemet noga innan tillämpning sker. Detta för att ansvariga skall känna systemets egenskaper och även kunna göra ytterligare standardiseringar av ovanstående typ. Om exempelvis uppgifter om berggrund antingen är bristfälliga eller visar på likartade förhållanden under hela utvärderingsområdet, kan det vara försvarbart med en ytterligare standardisering enligt punkt 3) ovan. Dock bör så för varje plats specifika förhållanden som berggrundens permeabilitet standardiseras med försiktighet. I möjligaste mån bör de uppgifter som finns tillgängliga om området ligga till grund vid en utvärdering med LeGrand-systemet.

3.4.2 Resultatens redovisning

När utvärderingarna var klara lades de in i datorminne. Datorn används endast för lagring och listning av resultat. Datorutskriften (figur 25) ger följande information om varje utvärderad plats:

- på vilken baskarta den är belägen
- vilken city eller town den tillhör
- typ av föroreningskälla
- föroreningskällans status
- identifikationsnummer (samma som används i Water Supply Protection Atlas)
- LeGrand-klassificering
- identifikationsnummer eller beskrivning av närmaste vattentäkt eller vattendrag
- avrinningsområden
- kommentarer

Fördelarna med databehandling jämfört med andra metoder är enligt Division of Water Supply, DEQE, följande:

- 1) Data kan lätt ändras för att ge flexibilitet i användandet av resultaten. Då exempelvis uppgifterna om avfallets art är bristfälliga, kan ändå en övre och en undre gräns för platsens förorening erhållas genom att två utvärderingar görs - en med det farligast tänkbara avfallet och en med det minst farliga.
- 2) Databehandling medför att fel lättare kan hittas och åtgärdas än vid "manuell" behandling.
- 3) Då ytterligare uppgifter inkommit eller då fel i utvärderingar upptäckts, kan justeringar av data lätt göras.

Resultaten av LeGrandutvärderingarna är tillgängliga för allmänheten och avsedda att användas av DEQE, lokala myndigheter och enskilda. Datorutskrifterna finns därför tillgängliga vid DEQE's regionkontor, vid planeringsmyndigheter och vid DEQE's huvudkontor i Boston.

18-Jan-84 , RANKING BY LEGRAND (ENTIRE STATE)

QUADRANGLE	TOWN	ACTIVITY	STATUS	SITE ID	LEGRAND NUMBER	WATER SUPPLY	MAJOR WATERSHED	SUB ID #	COMMENTS
Newburyport West	Newburyport	Landfill	Active	3 3 B 206 001 A	18 3 9 1 5 1 B W 10 2	(1 1 1)	Little River	PK22	
Newburyport West	Newburyport	Landfill	Status Unknown	3 3 B 206 002 F	18 3 9 1 5 1 B W 10 2	(1 1 1)	Little River	PK22	
Medfield	Norfolk	Surface Impoundment		3 0 0 208 286	18 3 7 3 5 1 D S 10 2	(1 1 1)	STOP RIVER	CH53	
Reading	North Andover	Landfill	Closed	3 3 B 184 001 C	18 2 8 3 5 J B S 10 2	(1 1 1)	3 1 A 184 302 B	IP30B	
Easthapton	Northampton	Landfill	Status Unknown	1 3 B 214 003 F	16 2 7 2 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	MILL RIVER	Connecticut Lowlands CT214	
Easthapton	Northampton	Landfill	Status Unknown	1 3 B 214 002 F	16 2 7 2 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	MILL RIVER	Connecticut Lowlands CT214	
Easthapton	Northampton	Landfill	EPIC Landfill or Open Dump	1 3 B 214 004 B	16 2 7 2 5 1 C S 9 1	(1 1 1)	MILL RIVER	Connecticut Lowlands CT155	
Shrewsbury	Northborough	Surface Impoundment		2 0 0 215 082	22 1 9 3 9 J B W 16 4	(1 1 1)	2 1 A 215 202 A	AS11A	
Orange	Orange	Landfill	EPIC Landfill or Open Dump	1 3 B 223 002 D	16 1 8 2 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	1 1 A 223 304 B	ML117	
Orange	Orange	Surface Impoundment		1 0 0 223 141	16 2 6 3 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	1 1 A 223 300 A	ML117	
Oriens	Oriens	Landfill	Active	4 3 B 224 001 A	16 2 7 2 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	4 1 A 224 200 A		
Oriens	Oriens	Landfill	EPIC Landfill or Open Dump	1 3 B 227 002 B	16 2 7 2 5 1 D S 9 1	(1 1 1)	CHICPEE RIVER	CP133	
Palmer	Palmer	Surface Impoundment		3 0 0 229 195	14 0 7 0 7 K C S 9 1	(1 1 1)	NONE IN BASIN	MS30	
Salem	Peabody	Landfill	Status Unknown	4 3 B 231 001 F	16 2 7 2 5 J A W 9 1	(1 1 1)	4 1 A 231 202 A	MS179	
Salem	Peabody	Landfill		2 0 0 232 108	18 4 6 3 5 1 B S 10 2	(1 1 1)	MASHUA RIVER	MS179	
Pepperell	Pepperell	Surface Impoundment		2 3 B 232 001 A	16 1 7 3 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	MISSISSISSIPPI RIVER	MS179	
Pepperell	Pepperell	Landfill	Active	1 3 B 236 001 A	18 3 7 3 5 1 C S 10 2	(1 1 1)	HOUSATONIC RIVER	MS179	
Pittsfield East	Pittsfield	Landfill	Active	1 3 B 236 002 D	18 3 7 3 5 1 C S 10 2	(1 1 1)	HOUSATONIC RIVER	MS179	
Pittsfield East	Pittsfield	Landfill	EPIC Landfill or Open Dump	1 3 B 263 001 A	18 3 7 3 5 1 C S 10 2	(1 1 1)	TILTON BROOK	MS179	
Plainfield	Plainfield	Landfill	Active	4 3 B 238 002 F	17 1 7 0 9 J B W 12 3	(1 1 1)	4 1 A 350 300 A	DF58	
Plainfield	Plainville	Landfill	Status Unknown	4 3 B 239 001 A	14 0 7 0 7 1 B W 9 1	(1 1 1)	4 1 A 239 202 A	TT128	
Plainville	Plymouth	Landfill	Closed	4 3 B 240 001 C	14 0 7 0 7 H D 9 1	(1 1 1)	NONE IN BASIN		
Plympton	Plympton	Landfill	Status Unknown	1 0 0 256 002 F	16 2 7 2 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	1 1 A 256 200 A		
Worcester	Russell	Landfill	Problem Under Invest	1 0 0 256 535 B	16 2 7 2 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	1 1 A 256 200 A		
Worcester	Russell	Surface Impoundment		2 3 B 257 001 B	16 2 7 2 5 1 C S 9 1	(1 1 1)	2 1 A 257 301 D		
Paxton	Rutland	Landfill	EPIC Landfill or Open Dump	2 3 B 257 001 B	16 2 7 2 5 1 C S 9 1	(1 1 1)	2 1 A 257 301 D		
Paxton	Rutland	Landfill	Active	3 3 B 259 001 A	16 3 7 1 5 0 7 W 9 1	(1 1 1)	TRID BLACKWATER RIVER	MS10	
Newburyport East	Salisbury	Landfill	Active	3 3 B 259 001 A	16 3 7 1 5 0 7 W 9 1	(1 1 1)	TRID BLACKWATER RIVER	MS10	
Newburyport East	Salisbury	Landfill	Active	3 3 B 271 004 C	16 2 7 2 5 H W 9 1	(1 1 1)	2 1 A 271 302 A	MS10	
Worcester North	Shrewsbury	Landfill	Closed	2 0 0 277 104	18 4 6 3 5 1 C S 10 2	(1 1 1)	2 1 A 277 301 K	MS10	
Marlborough	Southborough	Surface Impoundment		2 0 0 277 104 F	18 4 6 3 5 1 C S 10 2	(1 1 1)	2 1 A 277 301 K	MS10	
Marlborough	Southborough	Surface Impoundment		2 0 0 280 041	16 2 7 2 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	2 1 A 280 300 A	MS10	
East Brookfield	Spencer	Surface Impoundment	Status Unknown	2 0 0 280 041	16 2 7 2 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	2 1 A 280 300 A	MS10	
East Brookfield	Spencer	Surface Impoundment		2 0 0 282 086	16 2 6 3 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	2 1 A 282 301 A	MS10	
Sterling	Sterling	Surface Impoundment		2 0 0 282 086	16 2 6 3 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	MEKEKE RIVER	MS10	
Canton	Sterling	Surface Impoundment		2 0 0 282 086	16 2 6 3 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	MEKEKE RIVER	MS10	
Canton	Sterling	Surface Impoundment		2 0 0 282 012	17 3 7 3 4 F B S 9 1	(1 1 1)	MEKEKE RIVER	MS10	
Maynard	Stow	Landfill	EPIC Landfill or Open Dump	2 3 B 286 001 B	18 3 7 3 5 1 C S 10 2	(1 1 1)	HE 1 A 088 202 AM BROOKASSABET	AS60	
Maynard	Stow	Landfill	EPIC Landfill or Open Dump	2 3 B 286 001 B	18 3 7 3 5 1 C S 10 2	(1 1 1)	HEATH HEN NEAROOM BROOKASSABET	AS60	
Maynard	Stow	Surface Impoundment	Active	2 0 0 174 211 A	16 3 5 3 5 1 C S 9 1	(1 1 1)	ASSABET RIVER	AS70	
Maynard	Stow	Surface Impoundment		2 0 0 174 211	16 3 5 3 5 1 C S 9 1	(1 1 1)	ASSABET RIVER	AS70	
Southbridge	Sturbridge	Landfill	EPIC Landfill or Open Dump	2 3 B 287 004 B	16 1 7 3 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	2 1 A 287 300 A	TH61	
Southbridge	Sturbridge	Landfill	EPIC Landfill or Open Dump	2 3 B 287 004 B	16 1 7 3 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	2 1 A 287 300 A	TH61	
Franklin	Sudbury	Landfill	Active	3 3 B 288 003 A	16 2 7 2 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	3 1 A 288 301 A	SU94	
Franklin	Sudbury	Landfill	Active	3 3 B 288 003 A	16 2 7 2 5 1 C W 9 1	(1 1 1)	3 1 A 288 301 A	SU94	
Assonet	Taunton	Surface Impoundment		4 0 0 293 351	16 0 8 3 5 1 B W 9 1	(1 1 1)	4 1 A 076 200 A	TT194	
Assonet	Taunton	Surface Impoundment		4 0 0 293 351	16 0 8 3 5 1 B W 9 1	(1 1 1)	4 1 A 076 200 A	TT194	

Figur 25. Del av DEQE's datautskrift av resultataten från LeGrand-utvärderingarna av 1566 föroreningskällor i Massachusetts (DEQE, 1984).

Utvärderingarna har varit mycket värdefulla för Division of Water Supply när det gäller att prioritera vidare insatser och att besluta om bidrag för åtgärder (DEQE, 1984).

3.4.3 Utvärderingarnas resultat

Nedan följer en mycket summarisk redogörelse av resultaten från utvärderingarna i Massachusetts. De bör vara av intresse för Sverige på grund av de likartade förhållanden i geologi/hydrogeologi som råder mellan Sverige och Massachusetts.

I publikationen LeGrand Evaluations of Waste Sites in Massachusetts (1984) redovisas resultaten i diagramform. I detta avsnitt kommer endast uppgifter vilka anses vara av intresse för svensk del att presenteras.

Av de 1566 föroreningskällor som utvärderades i Massachusetts med LeGrand-systemet var:

16% eller 250 st skrotbilsupplag

41% eller 633 st soptippar

4% eller 65 st deponeringsplatser för miljöfarligt avfall

27% eller 426 st surface waste impoundments

12% eller 192 st förvaringsplatser för vägsalt

För presentation i ovan nämnda publikation delades de olika föroreningskällorna in i vardera tre klasser beroende av situationens allvarlighet (figur 26).

3.4.4 Jämförelse med resultat från Sverige

I Sverige har ingen LeGrand-utvärdering för något större antal platser gjorts men Naturvårdsverket har dock genomfört en kartering av nedlagda avfallsupplag (SNV, 1984) där man gör följande klassificering:

Klass 1) Mätningar, undersökningar samt åtgärder behövs.

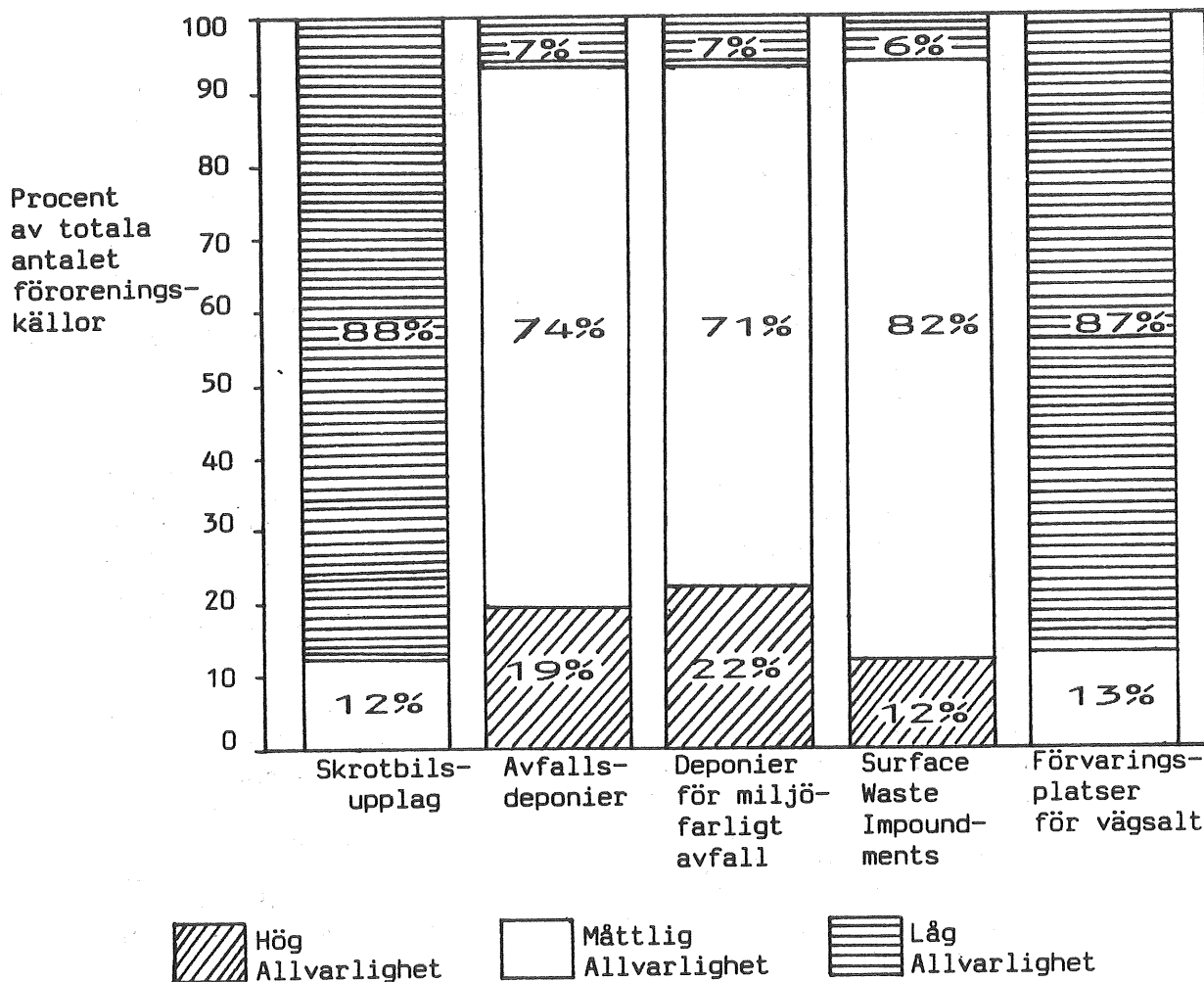
Klass 2) Mätningar och undersökningar bör utföras för senare ställningstagande.

Klass 3) Begränsade åtgärder behövs.

Klass 4) Inga åtgärder behövs.

I denna inventering av ca 4000 avfallsupplag klassades endast 21 st i klass 1). Av Massachusetts 633 soptippar befanns 19%, alltså 120 st, ha en hög grad av allvarlighet där undersökningar och åtgärder behövs.

Skillnaderna i resultat är alltså mycket stora och trots att många faktorer spelar in som gör att en jämförelse inte blir rättvis, måste den stora resultatmässiga skillnaden bero även på undersökningsmetoden. Statistiskt har Sverige, enligt SNV's invente-



Figur 26. Stapeldiagram visande fördelningen av allvarlighet hos de olika typer av föroreningskällor som utvärderats med LeGrand-systemet i Massachusetts (efter DEQE, 1984).

ring, procentuellt sett endast 1/20 så många sottippar med hög allvarlighet som Massachusetts - 1% mot 19%. Proportionerna är orimliga med tanke på de likartade förhållandena.

3.4.5 Rekommendationer med utgångspunkt från resultaten

Följande rekommendationer till DEQE's divisioner, regionkontor och lokala myndigheter ges i LeGrand Evaluations of Waste Sites in Massachusetts (1984) med utgångspunkt från de erhållna resultaten:

- 1) Vid de föroreningskällor som enligt LeGrand-utvärderingarna befunnits ha hög grad av allvarlighet och därmed utgör de potentiellt största källorna för grundvattenförorening skall ytterligare undersökningar och åtgärder genomföras för att säkra, handha och reglera miljöfarliga föroreningskällor. LeGrand-utvärderingarna skall ligga till grund för prioriteringar.

- 2) DEQE måste tillfullo inse det allvarliga hot som felaktigt skötta, placerade och konstruerade soptippar utgör. Av de 185 föroreningskällor som befanns ha en hög grad av allvarlighet är 64% soptippar. Många tippar är placerade i gamla sand- och grustag (jfr med Sverige), där de geologiska förhållanden som förut medfört goda möjligheter till utvinning av sand och grus numera gör att föroreningar från soptipporna lätt kan läcka ut i närliggande grundvattenreservoarer. Vid soptippar vilka har en hög grad av allvarlighet måste verksamheten ske på ett sådant sätt att den under inga omständigheter kan leda till förorening. I de fall då soptippen inte längre är i bruk måste, då hög allvarlighet noterats, handhavande ske på ett sådant sätt att inget lakvatten kan spridas till någon akvifer.
- 3) DEQE måste fortsätta att strikt kontrollera verksamheter vid surface waste impoundments. Av de 426 utvärderade platserna befanns 12% ha en hög grad av allvarlighet. Dessa styrkte den uppfattning man tidigare haft om dessa platser och de strikta rekommendationer DEQE gav 1980 i rapporten Surface Waste Impoundments in Massachusetts (DEQE, 1980) står fast.
- 4) DEQE bör använda sig av utvärderingarna för att uppskatta den potentiella risk deponeringsplatsen utgör mot yt- och grundvattentäkter. LeGrand-utvärderingarna visade att 22% av dessa platser har en hög grad av allvarlighet. Med tanke på avfallets art vid dessa deponeringsplatser är resultaten oroväckande och DEQE uppmanas använda denna utvärdering tillsammans med tidigare prioriterande metoder för att "en ytvatten/grundvattendimension inkluderas i dessa ansträngningar".
- 5) De utvärderade skrotbilsupplagen har i allmänhet en låg grad av allvarlighet. Dock är dessa upplag unika i det att de inte kontrolleras i någon större omfattning av myndigheter. Med anledning av detta rekommenderas de lokala myndigheterna att studera LeGrand-utvärderingarna för att få en uppfattning om läget inom respektive region. 21 skrotbilsupplag befanns ha måttlig allvarlighet och dessa bör uppmärksammas.
- 6) Resultaten av LeGrand-utvärderingarna för förvaringsplatser för vägsalt visar att dessa utgör en relativt liten risk för yt- och grundvattenförorening. Division of Public Works, DEQE, rekommenderas att använda resultaten för att erhålla en vattenresurskomponent i sitt program för kontroll och handhavande av förvaringsplatser för vägsalt.
- 7) LeGrand-utvärderingarna bör utföras även i fortsättningen då förutsättningar förändras vid olika platser eller då nya platser anläggs.
- 8) LeGrand-utvärderingarna bör användas som ett verktyg vid planering av framtida verksamheter, t ex för att placera vattentäkter på långa avstånd från platser med hög potential för förorening.

3.4.6 Sammanfattning

Vid Division of Water Supply, DEQE, beslutade man att använda LeGrand-systemet för att få ut mer information om de i Water Supply Protection Atlas lokaliserade föroreningskällorna. För att kunna använda systemet optimalt är det enligt Terry och Bowley vid DEQE två saker som måste beaktas:

- 1) Tester och övningar med systemet bör genomföras för att lära känna dess egenskaper.
- 2) Utvärderingarna skall göras av hydrogeologiskt kunnig personal.

Utvärderingarna genomfördes relativt snabbt, ca en halv dag per plats, och resultaten lades in i datorminne för ett enkelt handhavande.

Resultaten har varit till hjälp av Division of Water Supply, DEQE, för att:

- 1) bedöma grad av allvarlighet och föroreningspotential
- 2) göra prioriteringar vad gäller insatser av fältpersonal och satsningar av resurser
- 3) svara inför cities och towns varför vissa föroreningskällor delges mer insatser och medel än andra.

Vid Division of Water Supply, DEQE, är man slutligen mycket noga med att påpeka att utvärderingarnas resultat bör tolkas mycket försiktigt. Detta dels för att nya uppgifter från olika platser ständigt inkommer vilket medför förändringar av utvärderingarna, dels för att en numerisk klassificering endast ger en riskbedömning relativt andra platser och endast kan ses som en vägledning. "Utvärderingarna har givit 'first cut data' vilka kan ge värdefull hjälp och vägledning i realiseringen av departementets långsiktiga mål: att försäkra en säker och tillräcklig vattenförsörjning för Massachusetts invånare" (DEQE, 1984).

3.5 Erfarenheter från North Carolina

I North Carolina använder Department of Natural Resources (DNR) LeGrandsystemet i arbete vid lokalisering av nya platser för avfallsanläggningar, industrier, underjordiska tankar, reningsverk osv; alltså vid anläggning av alla verksamheter vilka kan utgöra en risk för grundvattenförorening. Enligt Bob Cheek (pers komm, 1987) vid DNR fungerar LeGrand-systemet till belåtenhet. Man utnyttjar här, liksom i Massachusetts, systemet för att översiktligt undersöka platser och områden. Resultaten har varit till god vägledning i planeringsarbetet för nya verksamheter.

Jämfört med DEQE i Massachusetts använder sig North Carolinas DNR av en mer sofistikerad databehandling vid utvärderingarna. Mycket av själva utvärderingen sker i själva verket med dator. Man har låtit datakonsulter konstruera ett program vilket tillåter datamodellering med hjälp av parametrarna från LeGrand-syste-

met. Tyvärr kan inte denna modellering redogöras för i detalj men enligt Bob Cheek är den värdefull eftersom den grafiskt åskådliggör de hydrogeologiska förutsättningarna vid en plats och också ger en mer utförlig information genom de stora variationsmöjligheterna. LeGrand-systemet har alltså även i North Carolina visat sig fungera för jämförelser och vägledning vid planering och beslut gällande verksamheter som utgör ett potentiellt hot mot grundvattenkvaliteten.

Man har inte heller vid DNR i North Carolina modifierat systemet på något sätt utan använder det helt i sin ursprungliga form. De personer som genomför utvärderingarna har en hög hydrogeologisk kompetens - examen lägst på masternivå och minst 3 års erfarenhet är de krav som ställs. Liksom vid DEQE i Massachusetts anser man att utvärdering med LeGrand-systemet måste genomföras av hydrogeologiskt kompetent personal (Bob Cheek, pers komm, 1987).

Man anger vidare att en halv dag är en rimlig tid för en LeGrand-utvärdering av en plats (jfr med DEQE) och att resultatet till mycket liten del beror på personen som genomför utvärderingen. Systemet svarar alltså väl upp till målsättningen att vara standardiserat.

I North Carolina har man då denna rapport skrivs endast använt systemet för utvärdering av platser vilka är aktuella för olika typer av verksamheter. Inom kort (mars - april 1988) kommer dock North Carolina Department of Human Resources att ta beslut om ett eventuellt användande för utvärdering av de 700 mest allvarliga, existerande avfallsanläggningarna i staten. Systemet har studerats, meddelats vara intressant och kontakt med Harry LeGrand har tagits för assistans.

3.6 Erfarenheter från utvärdering av avfallsdeponier i Göteborgs kommun

3.6.1 Inledning

Under hösten 1986 genomfördes en utvärdering av 11 nedlagda avfallsdeponier med LeGrands system i Göteborgs kommun (Rosén, 1987). Systemet befanns vara lätt att läsa in och att använda. På två punkter framfördes dock negativ kritik och förslag till modifieringar gjordes. I etapp 1, steg 6 och i etapp 2, vid beskrivningen av platsens karaktär respektive bedömningen av akviferens känslighet, tyder erfarenheterna från arbetet på att fler typer av platsbeskrivningar i det första fallet och fler typer av geologiskt material i det senare, bör kunna underlätta en utvärdering. Vidare kan även jordartsindelningen i etapp 1, steg 4, vid bedömningen av permeabilitet bättre anpassas för svenska förhållanden så att bl a morän- och torvjordarter finns med i detta schema. Erfarenheterna från arbetet i Göteborgs kommun tyder inte på att ovan nämnda modifieringar skulle vara nödvändiga men bör något kunna underlätta utvärderingar i Sverige.

En form av modifiering av permeabilitetsschemat som diskuterats med LeGrand är att ersätta jordartsindelningen i steg 4 med siffervärden på permeabiliteter och att ange inom vilka gränser

olika jordarter kan variera. Detta är ett förslag till vilket LeGrand ställer sig positiv. Han påpekar dock att modifieringar av denna typ måste medföra förbättringar och göras med försiktighet så att inga nyanser i utvärderingarna går förlorade (LeGrand, pers komm, 1987).

3.6.2 Utförande

Informationskällorna vid utvärderingarna inom Göteborgs kommun var följande:

- 1) Den inventering av nedlagda avfallsupplag som Göteborgs kommun genomförde på uppdrag av SNV för den nationella kartering som presenterades 1986 (SNV, 1986). Ur denna inventering hämtades uppgifter om verksamhet, storlek, avfallets art och gjorda åtgärder.
- 2) Geologiska kartblad med beskrivningar vilka utnyttjades för att i stort få en uppfattning om de geologiska förhållandena.
- 3) Kontakter med konsulter vilka vid några upplag utfört undersökningar.

Efter studier av denna information genomfördes fältarbetet där geologiska bedömningar gjordes genom kontroll av bergets sprickighet och sprickornas riktning, ytnära sondering av jordarter med stickspjut, studier av befintliga skärningar för bedömning av lagerföljd osv. Dessa bedömningar gjordes i sådan omfattning som respektive plats tillät. Naturligtvis spelar kunskap om områdets geologiska historia också en viktig roll vid en fältinspektion av detta slag. Mätningar med klucklod i eventuella intilliggande brunnar och observationsrör gjordes för att få information om djup till grundvattenyta och grundvattenströmning.

De insamlade uppgifterna användes för utvärderingar helt enligt den metodbeskrivning som ges i LeGrand-systemet.

För en person med kunskaper i geologi/hydrogeologi och vana vid arbete med LeGrand-systemet bedömdes en utvärdering, förutom informationssökning, ta mellan tre timmar och en dag, beroende på platsens förutsättningar. Insamlandet av information är naturligtvis svårt att bedöma tidsmässigt och varierar från fall till fall. Detta är dock arbete som ändå måste utföras vid varje form av inventering eller undersökning, vare sig LeGrand-systemet eller någon annan metod tillämpas.

3.6.3 Resultat

Resultaten från arbetet i Göteborgsregionen skiljer sig markant från de uppgifter om de undersökta platserna som ges i SNV's kartering (SNV, 1986). De LeGrand-utvärderade platserna i Göteborgs kommun utgör ett mycket litet statistiskt material men indikerar ändå att läget är betydligt allvarligare än vad SNV's kartering visar. Då metodiken mellan de två utvärderingarna jämförs inses att skillnaderna vad gäller hydrogeologiska hänsynstagande är mycket stora. LeGrand-systemet söker ge en heltäckande bild av de naturliga förutsättningarna medan man i SNV's utvärdering endast tar hänsyn till om föroreningsrisk

föreligger för ytvatten, grundvatten eller mark. För de 11 utvärderade platserna i Göteborgs kommun torde alltså LeGrand-systemet ha givit en betydligt mera riktig bedömning än SNV's kartering. Detta konstaterande styrks också indirekt av det orimliga i att endast 21 av de nedlagda avfallsupplagen i Sverige är i behov av "mätningar, undersökningar och åtgärder" (SNV, 1986). Även andra utvärderingar i liknande miljöer (se Massachusetts kapitel 3.3) tyder på att situationen för avfallsupplag är betydligt allvarligare än vad SNV's kartering antyder.

Slutligen gjordes vid arbetet i Göteborgs kommun även en så kallad känslighetsanalys för att undersöka hur resultatet av en LeGrand-utvärdering kan tänkas variera beroende på de tillgängliga uppgifterna om platsen och på personen som genomför utvärderingen. Känslighetsanalysen syftade alltså till att undersöka LeGrand-systemets standardisering. Resultaten visar att metoden är okänslig för variationer hos enskilda parametrar och av personen som genomför utvärderingen så länge denne arbetar med kunskap och erfarenhet (Rosén, 1987). Dessa resultat stämmer sålunda väl med erfarenheterna av de blindtest som genomfördes av DEQE i Massachusetts (se kapitel 3.4.1).

3.6.4 Sammanfattning

Erfarenheterna från arbetet med LeGrand-systemet i Göteborgs kommun visar att:

- LeGrand-systemet är lätt att förstå och tillämpa
- några mindre modifieringar med hänsyn till svenska förhållanden kan underlätta utvärderingarna men bedöms ej vara nödvändiga för systemets användbarhet
- resultaten visar på betydligt mera ogynnsamma förhållanden vid flertalet av de utvärderade platserna än vad tidigare uppgifter (SNV, 1986) säger
- personer med hydrogeologisk erfarenhet bör genomföra utvärderingarna
- LeGrand-systemet är okänsligt för variationer hos enstaka parametrar och av personen som genomför utvärderingarna så länge denne arbetar med kunskap och erfarenhet.

Slutligen skall också påpekas att det ringa antalet klassificerade platser - 11 st - inte på något sätt medger en fullständig utvärdering av LeGrand-systemet. Arbetet bör ändå ha givit indikationer och en viss vägledning inför ett eventuellt framtida användande av systemet i Sverige.

3.7 Erfarenheter från riskklassificering av en motorvägssträcka

Under 1986 genomförde Anders Ledskog och Lisa Nilsson en riskklassificering av Riksväg 40 mellan Delsjöområdet och Landvetter öster om Göteborg. Detta var alltså den första tillämpningen av LeGrand-systemet i Sverige. Arbetet utfördes vid Geologiska institutionen vid Chalmers och man ville utvärdera vilka risker

brunnar, sjöar och bäckar i vägens närhet löper att förorenas vid en eventuell olycka med utsläpp av giftiga substanser.

Man fann LeGrand-systemet vara lätt att förstå och använda men anser att vissa modifieringar bör kunna göra metoden mer lättarbetad. De förslag till modifieringar som ges är en komplettering med organiska jordarter i jordartsindelningen i steg 4 samt flera intervall i bedömningen av platsens naturliga förutsättningar i steg 7 (Ledskog och Nilsson, 1986).

Det poängteras vidare att LeGrand-utvärderingarna endast skall ses som "allmänna riktlinjer" och att inga långtgående slutsatser skall dras av de erhållna resultaten.

Man genomförde också en känslighetsanalys för att se i vilken grad slutresultatet från en utvärdering kan variera beroende på osäkerheter i bedömningarna av de hydrogeologiska parametrarna. Liksom i det ovan presenterade arbetet av Rosén, visade känslighetsanalysen att systemet är relativt okänsligt för osäkra bedömningar. Detta naturligtvis så länge de inte är orimliga och så länge utvärderaren arbetar med hydrogeologisk erfarenhet.

3.8 Jämförelser med andra utvärderingssystem

Division of Water Supply vid DEQE i Boston genomförde 1982 testningar och utvärderingar av ett antal klassificeringssystem. Detta gjordes för att få reda på vilket av de tillgängliga systemen som bäst svarade mot de krav man ställde. De nedan presenterade uppgifterna och synpunkterna är hämtade ur DEQE's rapport Testing of a Standardized System for Evaluation Waste Disposal Sites in Massachusetts (DEQE, 1982b) och ligger till grund för valet av LeGrand-systemet i Massachusetts.

För att på ett riktigt sätt följa upp det arbete DEQE genomfört i DEQE Groundwater Management Project (se kapitel 2) ställde man följande krav på ett utvärderingssystem för klassificering av Massachusetts föroreningskällor:

- metoden skall vara standardiserad
- metoden skall indikera en föroreningspotential för föroreningskällor på vattentäkter
- metoden skall indikera en föroreningspotential för framtida verksamheter
- metoden skall vara flexibel nog att utvärdera effekter av olika typer av föroreningskällor såsom soptippar, deponeeringsplatser för miljöfarligt avfall, surface waste impoundments (se kapitel 2.4.2), läckage, utsläpp osv
- metoden skall möjliggöra jämförelser mellan olika platser dvs metoden bör vara numerisk eller på annat sätt möjliggöra jämförelser på ett enkelt sätt
- metoden skall ge vägledning om ingenjörsmässiga utformningar

Med dessa krav specificerade, studerade och testade man ett antal olika utvärderingssystem. Nedan följer mycket korta beskrivningar för vart och ett av dessa system (utom LeGrands-systemet) samt varför de inte uppfyllde DEQE's krav.

- 1) Water Balance Method (Fenn, Hanley, DeGaere, 1975):
 Denna metod är framtagen för att förutsäga föroreningspotential vid läckage från soptippar med hushållsavfall vilka är nedlagda, övertäckta och övervuxna. Metoden grundas på föresatsen att graden av perkolation och potentialen för läckage beror på fältkapaciteten (volym vatten som av kapillär kraft och molekylära krafter kvarhålls i jord- eller bergart efter gravitationsdränering under en given tid) hos det fasta avfallet och det överliggande jordtäcknet. En beräkning för att förutsäga läckagets storlek kan så göras utifrån fältkapacitet, evapotranspiration och jordfysikaliska parametrar. Data erhålls till största delen från tabeller. Denna metod befanns dock inte uppfylla DEQE's krav på flexibilitet. Water Balance Method ser bara till en specifik typ av föroreningskälla; övertäckta tippar för hushållsavfall.
- 2) Classification System Decision Tree (Corbin, 1980):
 Genom svar på ett antal frågor söker denna metod att klassificera i vilken grad det aktuella avfallet är miljöfarligt. Avfallet hänförs då till en av tre klasser för deponeringsplatser. Varje klass är föreskriven att ge varierande grad av grundvattenskydd, främst genom olika krav på den omättade zonens permeabilitet. Metodens största begränsning är att den endast är användbar vid utvärdering av nya platser. Existerande upplag kan inte utvärderas och metoden ger inte tillräckliga uppgifter om föroreningspotential.
- 3) Criteria Listing System (Corbin, 1980):
 Denna metod söker bestämma en föroreningspotential vid avfallsanläggningar genom en listning av alla faktorer nödvändiga för en platsbeskrivning. Föreslagna faktorer är geologi, hydrologi, klimatologi, jordmånsprocesser och markanvändning. Dessa bestäms specifikt för den aktuella platsen och en numerisk klassificering görs utifrån bl a den hydrologiska beskrivningen av platsen, akviferens känslighet, och tillförlitligheten hos använda data. Criteria Listing System är en av de mest använda metoderna i USA för bedömning av hot mot grundvattenkvalitet. Den är flexibel och användbar för utvärdering av både existerande och framtida upplag. Dock tar datainsamlingen lång tid i anspråk och kräver hydrogeologisk expertis. Dessutom tar metoden inte hänsyn till de variationer i avfallets farlighet som kan förekomma. Dessa mindre goda egenskaper gör att man vid DEQE inte ansåg Criteria Listing System vara praktiskt användbart i Massachusetts.
- 4) Solid Waste Management System (Hagerty, Pavoni, Heer, 1973):
 Försök att utveckla ett system för grundvattenbedömning vilket tar hänsyn till alla nödvändiga parametrar har ofta resulterat i en metodik vilken är alltför omständlig för att praktiskt kunna användas. Ett exempel på detta är enligt DEQE Solid Waste Management System. I detta system

undersöks grundligt avfall, luft, vatten och mark. Avfallets egenskaper ges en numerisk klassificering baserad på avfallens farlighet, vilken bestäms genom att bl a utvärdera parametrar som föroreningens potentiella förmåga att alstra sjukdomar, dess motståndskraft mot biologisk nedbrytning och dess rörlighet i den aktuella miljön. Data erhålls genom direkta undersökningar i fält, provtagningar och/eller studier av föroreningars egenskaper i litteratur. Detta system är inte alltid praktiskt användbart på grund av höga kostnader för analytiska metoder och ibland otillräckligt statistiskt underlag i litteraturen för flera av parametrarna. DEQE bedömer sålunda systemet som tillförlitligt men opraktiskt. Parametrar om jordmån, luft, grundvatten etc, måste bestämmas specifikt för varje plats med utförligt fältarbete. Det är därför tveksamt om detta system kan användas för utvärdering av ett antal platser utan stora ekonomiska insatser.

- 5) Soil-Waste Interaction Matrix for Assessing Land Disposal of Industrial Waste (Phillips, Nathwani, Mooij, 1977):
 Detta arbete var ett försök att förena metoder av Pavoni et al (1973) för avfallsklassificering och LeGrand (1964) för platsklassificering, till ett avfall-mark-plats-schema. När det gäller klassificeringen av avfallet har denna metod samma begränsningar som Pavonis (se punkt 4). Vid utvärderingen av platsen har man försökt att "normalisera" LeGrands värdering av hydrogeologiska faktorer samt att tillföra ett värde för infiltration. Normalisering uppnås genom redogörelse för om platsen är sammansatt av ett media eller två medier samt en efterföljande omberäkning av platsens förutsättningar. Ett användande av detta schema kräver tolkning av alla ingående variabler för att kunna bestämma platsens känslighet/lämplighet. Ofta är tolkningar, vilka kräver stor erfarenhet av sådana bestämningar, nödvändiga.

- 6) Classification of Solid Waste Disposal Facilities (USEPA, 1979):
 Detta system utesluter alla platser ur utvärderingen där inte grundvatten används som dricksvatten eller där den totala mängden lösta ämnen i vattnet inte överstiger 10 000 mg/l. Resten klassificeras med hänsyn till platsens känslighet, baserad på hydrogeologiska faktorer. Systemet fungerar väl för snabb överblick av de platser vid vilka förorening av grundvatten kan förekomma. Det är dock inte, enligt DEQE, en metod som kan användas för att jämföra olika platsers lämplighet för avfallsdeponering eller för att peka ut de platser vilka utgör ett hot mot grundvattenkvaliteten. Systemet har alltså begränsningar vid prioritering av platser vid vilka mer detaljerade undersökningar och åtgärder behövs.

- 7) The Tempo Groundwater Monitoring Methodology (Tinlin, 1981):
 Detta är en metod som söker bedöma grundvattnets påverkan till följd av "mänsklig aktivitet" och utvecklades inom General Electric Company. Data bestäms specifikt för varje plats. Behov av framtida data bedöms och utformning och genomförande av kontrollprogram ser till att dessa data erhålls och utnyttjas på ett riktigt sätt. Kontrollprogram an-

vänds bara vid de platser där förorening säkert utgör ett allvarligt hot. Metoden kräver mycket stora ekonomiska resurser för utvärdering av ett litet antal platser och DEQE anser att den inte uppfyller de krav man ställer.

Efter att ha studerat de ovan nämnda systemen, tillsammans med LeGrand-systemet, beslutade DEQE att använda det senare då detta till störst del anses uppfylla de ställda kraven. Fördelarna med LeGrand-systemet framför de övriga anser man vara följande:

- det utnyttjar tillgängliga data optimalt
- det relaterar hydrogeologiska förutsättningar till typ och farlighet av avfall
- det anger en föroreningspotential
- hydrogeologiska förutsättningar beskrivs enkelt och klart
- det kan (skall) användas för översikt inför detaljerade undersökningar
- standardiseringen tillåter jämförelser och klassificering av platser
- det kan användas som ett verktyg och vägledning vid planering/placering av verksamheter

Man fann alltså inom DEQE att LeGrand-systemet uppfyllde de krav man ställt på ett utvärderingssystem (se punktuppställning i början av detta delkapitel). Erfarenheterna från användning har, såsom redovisas i kapitel 3.4, varit till största delen mycket goda och systemet har visat sig ge en god översiktspild av förhållandena vid ett stort antal av Massachusetts föroreningskällor.

3.9 LeGrand-systemets användning i Sverige

Erfarenheterna från de tre ovan presenterade arbetena med LeGrand-systemet visar på några omständigheter som bör beaktas vid en eventuell användning i Sverige. Alla dessa tre arbeten indikerar att:

- utvärderingarna bör utföras av hydrogeologiskt kunnig personal
- systemet skall användas för att ge vägledning och inte ersätta detaljerade undersökningar
- inga modifieringar av systemet bör vara nödvändiga (även om vissa förändringar eventuellt kan underlätta utvärderingar i Sverige)
- systemet uppfyller kraven på standardisering och resultaten beror till mycket liten del på personen som genomför utvärderingen så länge denne arbetar med kunskap och erfarenhet
- utvärderingarna går relativt snabbt - ca en halv dag per plats - och systemet är därmed ekonomiskt fördelaktigt

LeGrand-systemet bör i Sverige, precis som i Massachusetts, kunna användas för att få översiktliga uppgifter om olika föroreningskällors påverkan på omgivningen; såväl befintliga som framtida verksamheter kan utvärderas. Uppgifterna bör sannolikt ge god vägledning vid planering och beslutsfattande gällande placering av verksamheter och detaljerade undersökningar samt åtgärder vid föroreningskällor.

Systemet har på grund av sin snabbhet sina största fördelar när det gäller utvärdering av ett stort antal platsr. För svensk del bör därför systemet vara lämpligt att använda inom större områden såsom kommuner eller län.

Genomförande av ett pilotprojekt inom exempelvis ett län skulle sannolikt ge god information om systemets användbarhet i förhållande till det informationsmaterial som finns i Sverige. När det gäller att få fram uppgifter om exempelvis vad som är deponerat i gamla avfallsupplag, krävs ofta ett renodlat detektivarbete. Det kan i vissa fall vara omöjligt att få fram uppgifter om avfallets art vilket naturligtvis försvårar utvärderingen. Informationssökningen kan alltså vara den huvudsakliga arbetsuppgiften räknat i tid vid en utvärdering. Därför bör LeGrand-systemet användas såsom en del av ett större program för grundvattenskydd. Då kan informationssamling och listning av liknande typ som i Massachusetts (se kapitel 2.5) till stor del genomföras före LeGrand-utvärderingarna. Detta bör sannolikt dels ge en tidsvinst vid informationssökningen eftersom då all information samlas och listas på en gång utan det extraarbete som utförande av likartade uppgifter vid skilda tillfällen alltid ger, dels ge en bättre följsamhet i utvärderingarna då de var och en slipper föregås av omfattande informationssökning. Dessutom blir den samlade informationen då lättåtkomlig och kan användas vid andra arbetsuppgifter.

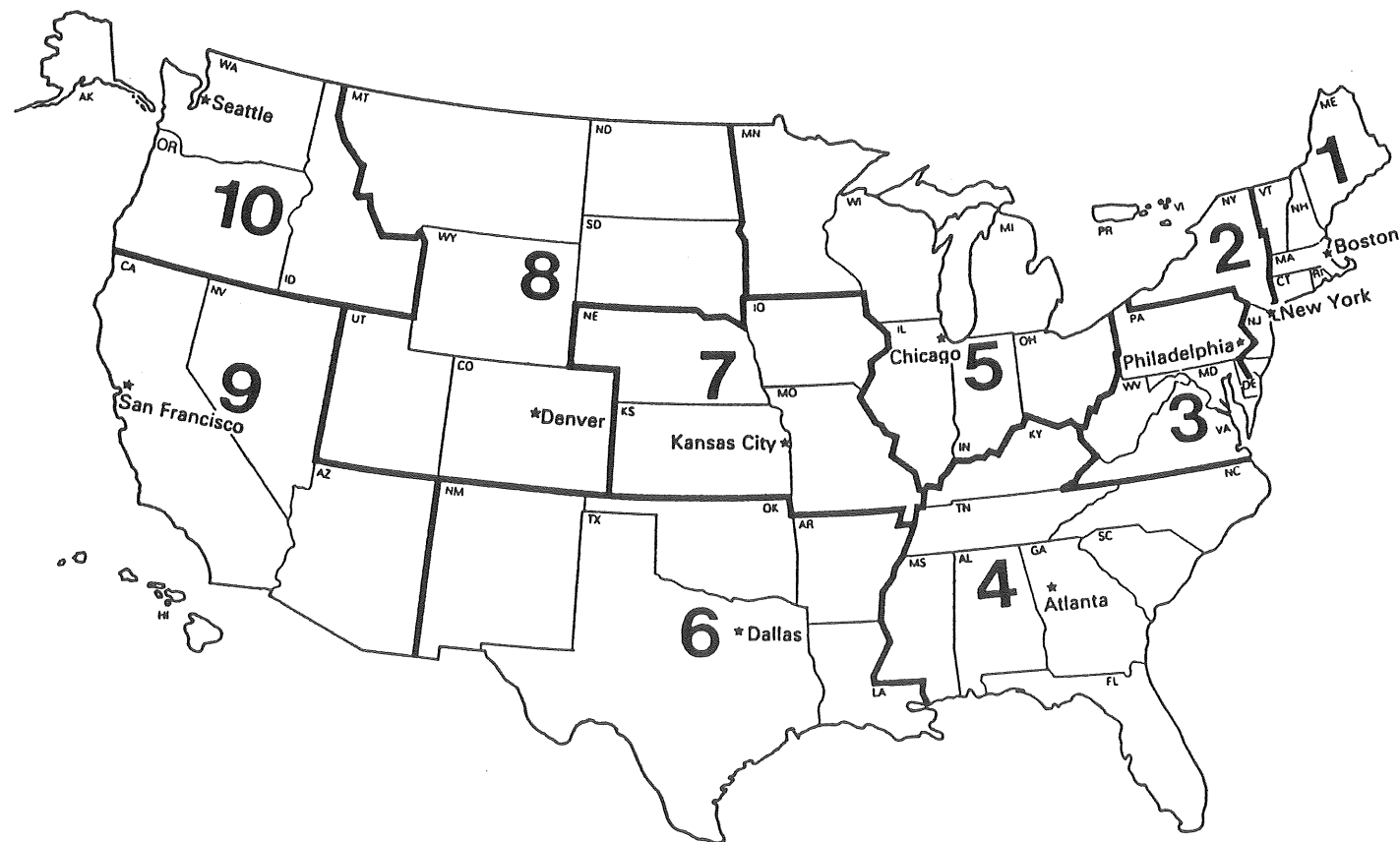
Erfarenheterna från de presenterade arbetena med LeGrand-systemet tyder på att användning i Sverige skulle ge god vägledning vid många frågor rörande föroreningskällors påverkan på omgivningen inom en region. Fördelarna med systemet gentemot andra är många och dess flexibilitet och enkla presentation av resultat i både grafisk form och kodform gör metoden lättarbetad. Ett användande i Sverige skulle sannolikt medföra en ökad kompetens för skydd av yt- och grundvatten.

4. GRUNDVATTENSKYDDANDE ARBETE INOM USEPA

4.1 Inledning

The United States Environmental Protection Agency (USEPA) är den amerikanska motsvarigheten till Statens naturvårdsverk. Detta kapitel kommer att beskriva de program och lagstiftningar med vars hjälp USEPA bedriver grundvattenskyddande arbete. Beskrivningarna har inte på något sätt ambitionen att vara fullständiga utan skall ses som en översikt över USEPA's medel och möjligheter att skydda USA's grundvattentillgångar.

Några jämförelser med svenskt grundvattenskyddande arbete görs inte men de amerikanska arbetssätten bedöms ändå vara intressanta ur svensk synpunkt eftersom man i USA under relativt lång tid och mycket intensivt sökt finna metoder för att effektivt reducera antalet grundvattenhotande föroreningskällor. Tonvikt läggs vid det s k "Superfund"-programmet med vars hjälp USEPA lokaliserar, undersöker och åtgärdar gamla avfallsdeponier med en hög grad av allvarlighet. "Superfund"-programmet har använts sedan 1980 och USEPA anser det fungera väl. Samtidigt har kritik framförts att "Superfund" är alltför kostsamt och att de pengar som avsätts kan användas mer effektivt. Ett besök på en deponi vilken klassats som "Superfund"-plats refereras för att illustrera den arbetsmetodik och den tillgång till ekonomiska medel med vilka USEPA arbetar.



Figur 27. USEPA's regionindelning av USA (USEPA, 1987a).

4.2 USEPA's organisation

USEPA bildades 1970 då USA's kongress godkände regeringens förslag att samordna ett antal federala naturvårdsmyndigheter under samma organisation. EPA har idag tio olika regioner (figur 27) i USA vilka samarbetar med delstatsregeringarna inom respektive region för att se till att naturvårdsarbetet sker enligt regionala och lokala förutsättningar. EPA's huvudkontor finns i Washington D C, och dess chef utses av presidenten och godkänns av senaten. Detta gäller också för cheferna för de olika underavdelningarna inom EPA. Figur 28 visar schematiskt USEPA's organisation.

Från 1970 och framåt har USA's kongress stiftat ett antal lagar vilka i stor omfattning har utökat EPA's ansvar och skyldigheter. EPA övervakar nu nio omfattande naturvårdslagstiftningar (USEPA, 1987a):

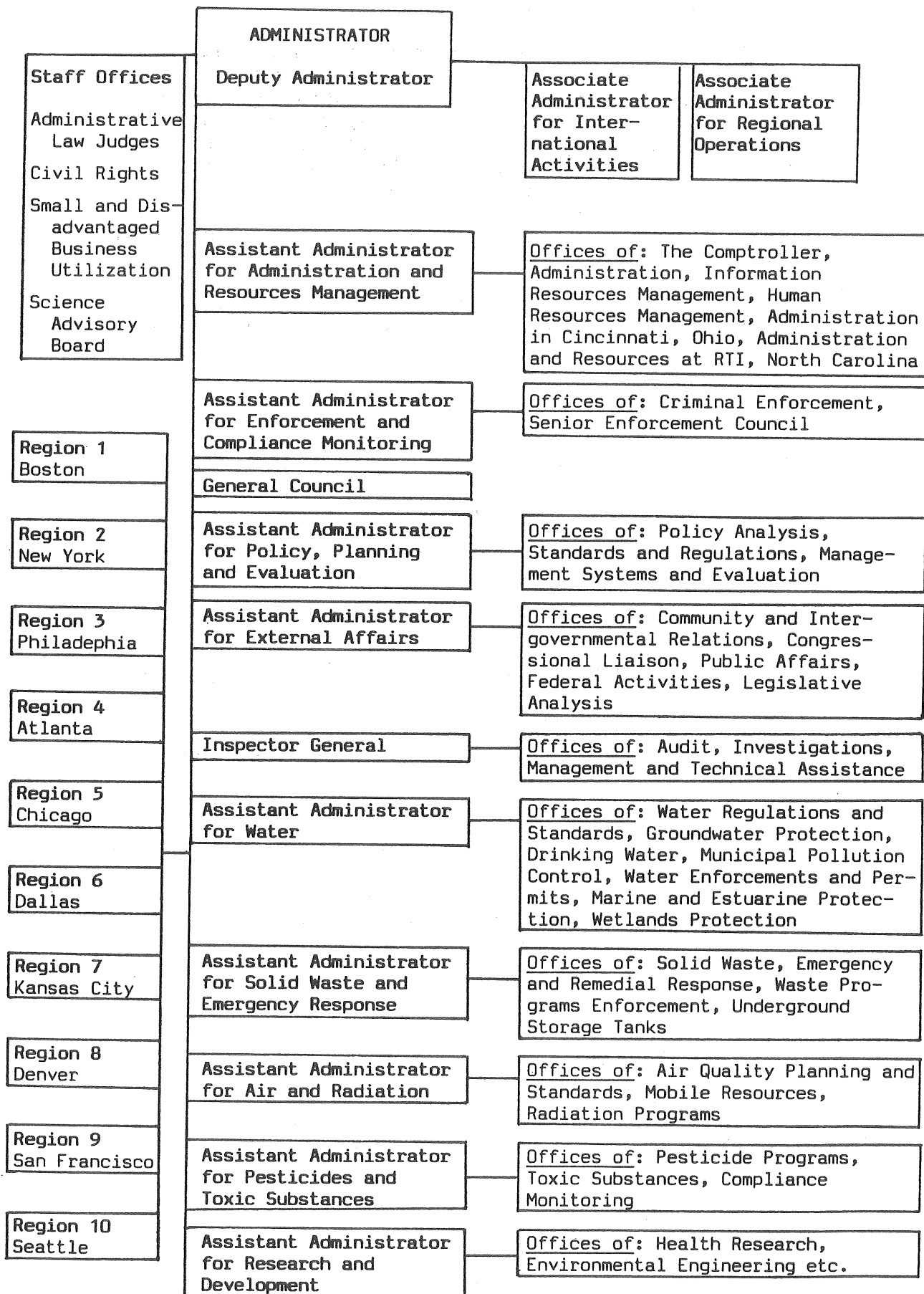
- Clean Air Act (CAA)
- Clean Water Act (CWA)
- Safe Drinking Water Act (SDWA)
- Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA eller "Superfund")
- Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)
- Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act (FIFRA)
- Toxic Substances Control Act (TSCA)
- Marine Protection, Research and Sanctuaries Act (MPRSA)
- Uranium Mill Tailings Radiation Control Act (UMTRCA)

Nedan kommer fem av dessa - CWA, SDWA, RCRA, FIFRA och TSCA - att beskrivas översiktligt eftersom de alla tillämpas vid grundvattenskyddande arbete inom USEPA. CERCLA eller "Superfund" kommer att beskrivas något mera ingående tillsammans med ett besök på en "Superfund"-deponi. Slutligen kommer en kort diskussion kring USA's naturvårdslagstiftning att presenteras.

4.3 Clean Water Act (CWA)

Denna lag, vilken bygger på en mängd äldre lagstiftningar, stiftades 1972. CWA ändrades och utökades 1977, 1981 och 1987 men grundläggande synsätt och förfaranden från 1972 finns fortfarande kvar (USEPA, 1987a).

Huvudsyftet med CWA är att återställa och bevara den "kemiska, fysiska och biologiska integriteten hos nationens vatten". Lagen ålägger varje stat att bestämma tillåtna gränsvärden för olika ämnen vid olika typer av vattenanvändning. För att kunna göra detta måste först alla ytvatten och akviferer klassas för exempelvis dricksvattenförsörjning, rekreation eller fiske. Därefter sätts



Figur 28. USEPA's organisation(USEPA, 1987a).

gränsvärden för varje ytvatten eller akvifer som tillåter dessa användningar (USEPA, 1987a).

För att förhindra vattenförorening från kommunala avloppsnät, kräver CWA att alla dessa system har s k "secondary treatment" (en biokemisk process) av avloppsvatten innan det släpps ut. Då relativt få av de enskilda städerna och orterna i en delstat har råd att själva betala de anläggningar som erfordras, beslutade kongressen om finansiell hjälp genom det s k Construction Grants Program. Härmed ålades EPA att, där så erfordras, finansiera anläggningar för rening av avloppsvatten. Efter 1981 års förändring av CWA drogs de federala anslagen ner för Construction Grants Program och 1987 avskaffades programmet för att ersättas av andra betalningsmetoder där delstaterna själva erhåller och fördelar medel (USEPA, 1987a).

För att se till att städer och orter följer de normer som fastställts, måste avloppsanläggningar erhålla tillstånd under det s k National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES). Tillståndet specificerar typ och mängd av föroreningar som får släppas ut. Även industrier måste söka tillstånd under NPDES och olika gränsvärden gäller för olika typer av industrier och industriella föroreningar (USEPA, 1987a).

EPA kan under CWA kontrollera om industrier eller andra släpper ut ämnen i hälso- eller miljöfarliga mängder genom att ålägga dem att utföra biologiska tester med fisk eller skaldjur i recipienten. Sådana tester anses av EPA vara de mest effektiva för att bestämma effekterna av komplexa föroreningar.

Clean Water Act ålägger alltså EPA att se till att utsläpp av olika slag från industrier, avloppsnät etc, sker på ett sådant sätt att de inte utgör ett hot mot den användning respektive vatten är avsett för. EPA kan under CWA, liksom under övriga lagstiftningar som administreras av EPA, föra enskilda fall till domstol för att framtvunga ansvarig part att åtgärda och återställa förorenade vatten.

4.4 Safe Drinking Water Act (SDWA)

För att kunna säkra landets dricksvattenförsörjning stiftade USA's kongress 1974 Safe Drinking Water Act (SDWA) under vilken USEPA sätter gränsvärden för föroreningar i dricksvatten. Dessa gränsvärden kallas för Maximum Contaminant Levels (MCLs) för olika föroreningar. Delstaterna är med finansiellt stöd från EPA ansvariga för att dessa gränsvärden tillämpas (USEPA, 1987a).

Grundvatten är i många områden känsligt för förorening från olika verksamheter såsom deponeringsplatser för miljöfarligt avfall, underjordiska tankar, spridning av pesticider osv. EPA har därför utarbetat en grundvattenskyddande strategi och upprättat en särskild avdelning för detta inom Office of Water för att se till att denna strategi följs. Dessutom innebar 1986 års version av SDWA att två nya program lades till den tidigare lagstiftningen: Wellhead Protection Program (se kap 2.2) och Sole Source Aquifer Demonstration Program.

Wellhead Protection Program är utformat för att skydda brunnar vilka är viktiga för dricksvattenförsörjning. Det är delstaterna själva som tillämpar programmet men EPA är ålagda att ge erforderlig assistans och att tillhandahålla ekonomiska medel.

Målet med Sole Source Aquifer Demonstration Program är att främja grundvattenskyddande metoder för kritiska områden inom en akvifer som ensam fungerar som källa för en stads eller regions vattenförsörjning. Dessutom vill man med detta program kunna underlätta identifiering och utvärdering av tekniker och program för att minimera grundvattenförorening (USEPA, 1987a).

Båda dessa program är avsedda att skydda grundvattnet genom att ge delstaterna själva den flexibilitet som är nödvändig med hänsyn till lokala och geologiska förutsättningar. Samtidigt är man från EPA's sida mycket mån om att programmet tillämpas i enlighet med federala och delstatliga strategier för grundvattenskydd (USEPA, 1987a).

SDWA är alltså den lagstiftning EPA använder för att skydda landets dricksvattentillgångar från förorening. På grund av grundvattnets centrala roll för dricksvattenförsörjningen har omfattande program tagits fram för skydd av brunnar och akviferer.

4.5 Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act (FIFRA)

Över 45 000 pesticid-produkter finns registrerade för användning i USA. Ca 77% av dessa används som bekämpningsmedel inom jordbruket. FIFRA (1972) ålägger USEPA att registrera och ge tillstånd för användning av pesticider och skall då ta hänsyn till ekonomiska, sociala och miljömässiga aspekter (USEPA, 1987a).

Alla pesticider i USA, både inhemska och utländska, måste registreras innan försäljning och användning tillåts. De uppgifter som ligger till grund för om en registrering skall ske eller ej kommer från tester vilka visar om, och i så fall i vilken grad, en pesticid kan inverka negativt på hälsa och miljö. Tester genomförs även på pesticider vilka registrerats innan nuvarande lagstiftning började gälla. Detta görs för att försäkra att även dessa ämnen håller samma miljökrav som de nya.

EPA kan även under FIFRA ge tillstånd för begränsad användning av vissa pesticider. Dessa ämnen får då endast användas av personer som utbildats och är legitimerade att arbeta med dem.

FIFRA är alltså den lagstiftning under vilken USEPA övervakar olika typer av bekämpningsmedel. FIFRA inkluderar stadgar för (USEPA, 1987a):

- kontroll av distribution och användning av pesticider
- tilldömande av straff för olaglig hantering
- EPA's rätt att ålägga delstater att genomföra åtgärder
- tillstånd och utbildning för personer att använda ämnen som registreras för begränsad användning.

4.6 Toxic Substances Control Act (TSCA)

Denna lagstiftning från 1976 är avsedd att identifiera kemikalier som utgör en risk för människa eller miljö vid tillverkning, förvaring, användning eller deponering. Åtta typer av kemiska produkter kontrolleras inte under TSCA eftersom de faller under andra lagstiftningar: pesticider (se kap 4.5), tobak, radioaktiva ämnen, vapen och ammunition, mat, tillsatser i mat, läkemedel samt kosmetika. Alla övriga produkter kontrolleras och regleras enligt TSCA (USEPA, 1987a).

En av EPA's största och viktigaste uppgifter under TSCA är att syna nya produkter genom det s k Premanufacture Notification Process. Tillverkare är skyldiga att till EPA senast 90 dagar innan produktion eller import av en ny produkt påbörjas, rapportera detta till EPA. Detta gör det möjligt för EPA att bedöma respektive ämnes potentiella risk för hälsa och miljö innan tillverkning eller import sätts igång. EPA samarbetar om nödvändigt här också med andra federala myndigheter med beslutsfattande uppgifter såsom Food and Drug Administration, Consumer Product Safety Commission, Occupational Safety and Health Administration etc.

TSCA ålägger vidare EPA att föra och hålla aktuell en omfattande förteckning av de kemiska produkter som finns på marknaden till försäljning. Trots att det finns över fyra miljoner olika kemiska produkter är det endast en liten del av dessa som används i kommersiellt syfte. Resten används endast inom forskning och utveckling. EPA kontrollerar och reglerar genom TSCA endast de produkter som har en kommersiell marknad. Kemikalier som inte finns med i EPA's förteckning måste alltid testas och studeras av EPA innan de kan tillverkas i, eller säljas till, USA (USEPA, 1987a).

Förutom den egna förteckningen kräver EPA att även den kemiska industrin för uppgift och rapporterar om tillverkning, användning och deponering av kemiska substanser, biprodukter vid tillverkning, antal människor som arbetar med produkten i respektive tillverkningsställe och annan relevant information om respektive produkt. Industrin måste också rapportera varje indikation på att en speciell kemisk substans utgör en fara för hälsa och miljö. Dessa krav på rapportering gör det möjligt för EPA att bevaka de hälso- och miljömässiga effekterna av en kemisk produkt och att vidta åtgärder om så behövs (USEPA, 1987a).

4.7 Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)

USA's kongress stiftade 1976 Resource Conservation and Recovery Act (RCRA) för kontroll och handhavande av avfall. De grundläggande målsättningarna med RCRA är följande (USEPA, 1986):

- att skydda mot potentiella hälso- och miljörisker vid avfallsdeponering
- att bevara energi- och naturresurser, genom

- att minska mängden avfall och
- att försäkra att avfall hanteras på ett riktigt sätt ur naturvårdssynpunkt

RCRA är indelad i olika sektioner, s k Subtitles. Subtitles C, D och I är de sektioner som utgör EPA's olika program för avfallshandling (USEPA, 1986).

Subtitle C program fastslår ett system för kontroll av miljöfarligt avfall från framställning till slutgiltig deponering.

Subtitle D program fastslår ett system för kontroll av icke miljöfarligt avfall, t ex hushållsavfall.

Subtitle I program fastslår ett system för reglering av giftiga substanser och petroleumprodukter vilka förvaras i underjordiska tankar.

Det är Subtitle C program som har högst prioritet vid EPA's tillämpning av RCRA, dvs kontroll och reglering från "vaggan till graven" av miljöfarligt avfall. Detta innebär mycket strikta regler för framställning, lagring, transport, behandling och deponering av miljöfarliga ämnen.

För att uppfylla RCRA's stadgar är EPA skyldig att (USEPA, 1987a):

Bestämma generella egenskaper i olika miljöer för miljöfarligt avfall och identifiera ämnen som utgör miljöfarligt avfall.

Kräva åtgärder för att rätta till eventuella problem vid olika verksamheter med miljöfarligt avfall.

Utveckla rutiner för personer som framställer, behandlar, förvarar, transporterar och deponerar miljöfarligt avfall genom att:

- a) framställarna måste identifiera avfallet och ange vilka avsikter de har gällande behandling, förvaring eller deponering
- b) transport av miljöfarligt avfall kontrolleras genom ett s k Uniform Manifest System vilket försäkrar tillförlitliga uppgifter om ursprung, färdväg och destination för varje transport
- c) anläggningar för behandling, förvaring och deponering måste ha tillstånd för att drivas och vara utformade så att inget läckage kan ske med följande mark- och grundvattenförorening.

Existerande deponeringsanläggningar måste dessutom kontrolleras kontinuerligt för att förhindra grundvattenförorening och nedlagda deponier måste dels vara inneslutna på ett riktigt sätt, dels kontrolleras. Ägare och ansvariga för dessa anläggningar måste kunna uppvisa ekonomisk säkerhet för eventuella olyckor under drift samt sätta undan medel för kontroll och åtgärder efter det att anläggningen stängts.

När det gäller Subtitle D har man inom EPA velat få kontrollen och regleringen av det icke miljöfarliga avfallet att genomföras på en mer lokal, delstatlig nivå. Nu har också varje enskild stat en egen myndighet för frågor gällande detta avfall (USEPA, 1987a).

1984 ålade USA's kongress EPA att utforma och tillämpa ett omfattande program för kontroll och reglering av underjordiska tankar (Subtitle I i RCRA). Under 1988 kommer EPA därför att presentera regleringar och krav gällande detektering av läckage, tankars egenskaper, åtgärder vid läckage etc. De nya reglerna kommer också att kräva att ägaren eller användaren har försäkring eller andra ekonomiska resurser att betala skadegörelse som orsakats av läckage från underjordiska tankar (USEPA, 1987a).

RCRA är alltså den lagstiftning som EPA använder sig av för att skydda mark och vatten mot förorening från olika typer av avfallsdeponering. RCRA är, liksom övriga miljölagstiftningar i USA, mycket strikt och drabbar den som gjort sig skyldig till lagbrott mycket hårt - antingen ekonomiskt eller med frihetsberövande.

4.8 Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA eller "Superfund")

4.8.1 Inledning

När USA's kongress 1976 stiftade RCRA var man, som ovan nämnts, speciellt angelägen om att handhavandet av miljöfarligt avfall (Subtitle C) skulle ske på ett riktigt sätt. Ansvarslös deponering av giftiga ämnen hade orsakat flera katastrofer i USA. Vid Love Canal, New York, förorenade miljöfarligt avfall, vilket deponerats under en 25-årsperiod, vatten och grundvatten i sådan omfattning att alla människor inom ett stort område fick evakueras.

Love Canal är ett av många exempel på allvarliga, katastrofartade händelser med miljöfarliga ämnen i USA. Dessa incidenter var en av de huvudfaktorer som medförde den allt hårdare miljölagstiftningen under 1970-talet. För att undvika framtida katastrofer liknande den vid Love Canal fick EPA 1976 ett effektivt verktyg genom stiftandet av RCRA.

Denna lagstiftning reglerar dock inte gamla, övergivna deponeringsplatser för miljöfarligt avfall och inte heller oförutsedda olyckor med giftiga substanser.

För att kunna fylla denna "lucka" i lagstiftningen antog kongressen 1980 Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA eller "Superfund"). Superfund avsatte en stor summa pengar (därav namnet) - \$8.5 miljarder för varje femårsperiod och ger EPA större möjligheter att vidta kortsiktiga (removal) och långsiktiga (remedial) åtgärder samt att juridiskt tvinga ansvariga parter till finansiering av dessa. Dessutom ger SARA delstaterna större inflytande i återställningsarbetet av en plats och ålägger EPA att utföra mera forskning, utveckling och utbildning samt att ge allmänheten ett ökat inflytande (USEPA, 1987b).

Nedan görs en redogörelse av Superfund-programmet följt av ett referat från ett besök på en Superfund-plats. Slutligen diskuteras Superfund-programmet kort och bl a tas den kritik upp som riktats mot lagstiftningen och som menar att medel och resurser inte används tillräckligt effektivt.

4.8.2 Beskrivning av Superfund

Superfund ger EPA rättighet att omedelbart ansvara för platser och situationer vilka utgör en fara för hälsa och miljö. Några gånger uppstår nödlägen på grund av olyckor vid transport eller förvaring av miljöfarligt avfall, men de allra flesta gångerna orsakas dessa nödlägen med miljöfarliga ämnen av felaktig hantering och deponering längre tillbaka i tiden. EPA har för närvarande (januari 1987) genomfört en inventering, vilken pekat ut 25 000 avfallsplatser i USA som potentiellt är i behov av insatser under Superfund (USEPA, 1987a).

EPA har rättighet att under Superfund vidta dels kortsiktiga (removal), dels långsiktiga (remedial) åtgärder vid en plats beroende på den aktuella situationen.

Removal actions är en kortsiktig åtgärd för att få en situation under kontroll eller för att snabbt återställa en plats, vilken utgör en fara för hälsa och miljö. Removal actions kan bestå i att flytta det miljöfarliga avfallet för en säkrare deponering på en annan plats, att sätta upp ett skyddsnät runt platsen, att samla och analysera jord-, luft- och vattenprover, att förse människor med alternativ vattenförsörjning, att tillfälligt flytta människor från platsen etc. Removal action var från början (1980) begränsade till sex månader och en total kostnad av \$1 miljon per plats. Sedan SARA antogs 1986 har dock dessa gränser höjts till tolv månader respektive \$2 miljoner. En removal action kan också fortsätta förbi dessa gränser om speciella förhållanden råder eller om den är nödvändig för den eventuella långsiktiga s k remedial action som kan komma att genomföras (USEPA, 1987b).

Remedial actions är ett långsiktigt åtgärdsprogram för en förorenad eller föroreningshotad deponeringsplats för miljöfarligt avfall. Remedial actions kan bestå i att ta bort behållare eller jord vilka innehåller föroreningar, att täcka över platsen med ett impermeabelt täcke, att konstruera dräneringsdiken för uppsamling av lakvatten, att oskadliggöra avfallet genom förbränning, att åtgärda förorenat vatten och mark genom diverse tekniker, att permanent förflytta människor från området etc. Remedial actions genom finansiering från Superfund kan endast genomföras på platser vilka står på den s k National Priorities List (NPL), vilken är EPA's förteckning över USA's mest allvarliga platser för deponering av miljöfarligt avfall (USEPA, 1987b).

NPL-platser identifieras genom rapporteringar och inspektioner som EPA rutinmässigt genomför på alla kända deponeringsplatser i USA samt från rapporteringar från allmänheten. Då en potentiell plats identifierats, genomför EPA eller delstatsmyndigheterna en preliminär bedömning genom att studera tillgängliga handlingar för den aktuella platsen. Därefter görs en platsinspektion för att samla ytterligare information. Utifrån de fakta som nu erhållits, jämför EPA platsens potentiella föroreningsrisk med andra platser i USA. De platser som bedöms ha tillräcklig hög grad av allvarlighet kommer med på EPA's NPL-lista (USEPA, 1987a).

När en plats har kommit med på NPL-listan, genomför EPA en mera ingående undersökning av området. En s k Remedial Investigation and Feasibility Study (RI/FS) utförs för att bedöma lämpliga metoder för att återställa platsen. Under denna undersökning samlar och analyserar EPA den information som är nödvändig för att bedöma föroreningars natur och utbredning. Informationsinsamling och provtagning är mycket omfattande och detaljerade (USEPA, 1987b).

Genomförandet och metodvalet för remedial actions görs av EPA tillsammans med Army Corps of Engineers. Alternativt kan i vissa fall delstaten själv genomföra remedial actions (USEPA, 1987a). Under SARA är EPA dessutom ålagda att vid utförande av remedial actions, ta hänsyn till följande (USEPA, 1987b):

- a) EPA måste välja remedial actions som kan godkännas av federal eller delstatlig lagstiftning. Under speciella förhållanden kan dock undantag göras.
- b) EPA måste välja kostnadseffektiva remedial actions vilka i största möjliga mån skall vara permanenta lösningar till skydd för hälsa och miljö.
- c) Alla miljöfarliga ämnen som transporteras från den aktuella platsen måste föras till en anläggning som fungerar i enlighet med RCRA (se kap 4.7) och TSCA (se kap 4.6).

Förutom dessa ålägganden måste EPA också genomföra remedial actions för en viss mängd av platserna på NPL-listan inom vissa tidsmarginaler. Alla NPL-platser skall dessutom förses med en förteckning över platsens miljöfarliga substanser, resultat från gjorda toxikologiska undersökningar, resultat från hälsoriskforskning om de aktuella ämnena samt bedömningar av hälsorisker vid platsen. Detta görs av flera myndigheter i samarbete med EPA (USEPA, 1987b).

Vidare medför SARA att delstaterna ges ett större inflytande över arbetet med remedial actions än de tidigare haft. Staterna är nu mer formellt involverade i initiering, utveckling och val av remedial actions (USEPA, 1987b). Staterna måste också kunna visa på tillräcklig kapacitet för handhavande av den mängd miljöfarligt avfall som produceras inom dess gränser. 1989 måste varje stat kunna visa EPA att de har kapacitet för säker deponering av allt miljöfarligt avfall från staten under de följande 20 åren, annars dras de federala medlen för framtida remedial actions in (USEPA, 1987a).

EPA uppmuntrar också privata företag o dyl som är ansvariga för deponering av miljöfarligt avfall att åtgärda dessa platser frivilligt under översikt av delstatsregeringen. Om den ansvariga parten är ovillig till detta kan EPA ta fallet till domstol för att tvinga fram ett återställande. Vägrar parten fortfarande, och EPA måste utföra arbetet, kan den bli skyldig att betala en straffavgift på upp till tre gånger beloppet av vad de utförda remedial actions kostar. Om den ansvariga parten är okänd, finansieras arbetet av federala medel genom EPA (USEPA, 1987a).

4.8.3 Besök på en Superfund-plats

I november 1987 gavs möjlighet till ett besök på en Superfund-plats nära Chatham i södra Virginia. Platsen ligger vid ett litet samhälle vid namn Beaver Park och deponin är belägen i en gammal bergtäkt (figur 29).

De uppgifter som nedan kommer att redovisas angående hydrogeologi, avfallets art, EPA's handlande etc, har erhållits genom samtal med Harry E LeGrand, vilken varit med i de inledande undersökningarna av platsen.

Berggrunden i området utgörs av en relativt impermeabel granit och det okonsoliderade materialet består av terrigena avsättningar och residualjordar av lateritkaraktär, innehållande höga halter av järnoxider.

Några bergborrade brunnar för husbehovsförsörjning har satts uppströms deponeringsplatsen. En av dessa, Windbush Well, har befunnits vara förorenad, dock förmodligen inte från deponeringsplatsen utan av skräp från fastigheten.

Nedströms deponeringsplatsen flyter en å, Lawless Creek, i vilken man inte påträffat några förhöjda halter av föroreningar. Figur 30 visar schematiskt de geologiska/hydrogeologiska förhållandena enligt de hittills genomförda undersökningarna av platsen.

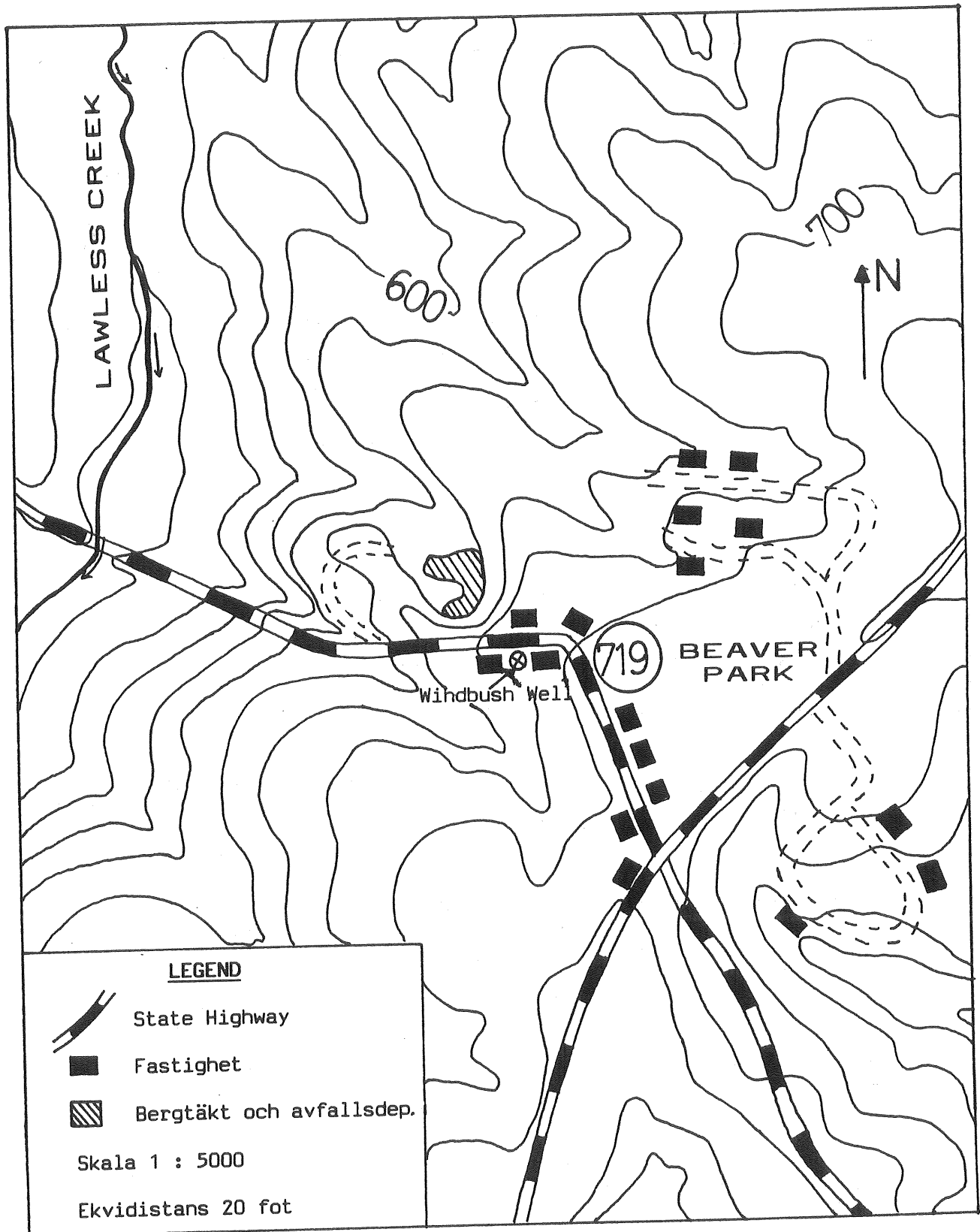
Avfallsdeponien har en yta av ca 5000 m² och är som mest 7 m mäktig. Det deponerade materialet har klassats som industriavfall, med bl a däck från Goodyear. Platsen står med på EPA's National Priorities List och remedial actions skall således genomföras på platsen.

Man har genomfört de inledande inspektionerna och undersökningarna och kommer fortsättningsvis att lägga ner ca \$750 000 på detaljerade undersökningar av platsen, sk RI/FS (se kap 4.8.2). Av vad man hittills kunnat bedöma av platsen kommer de remedial actions som skall genomföras att kosta ungefär lika mycket, dvs \$750 000.

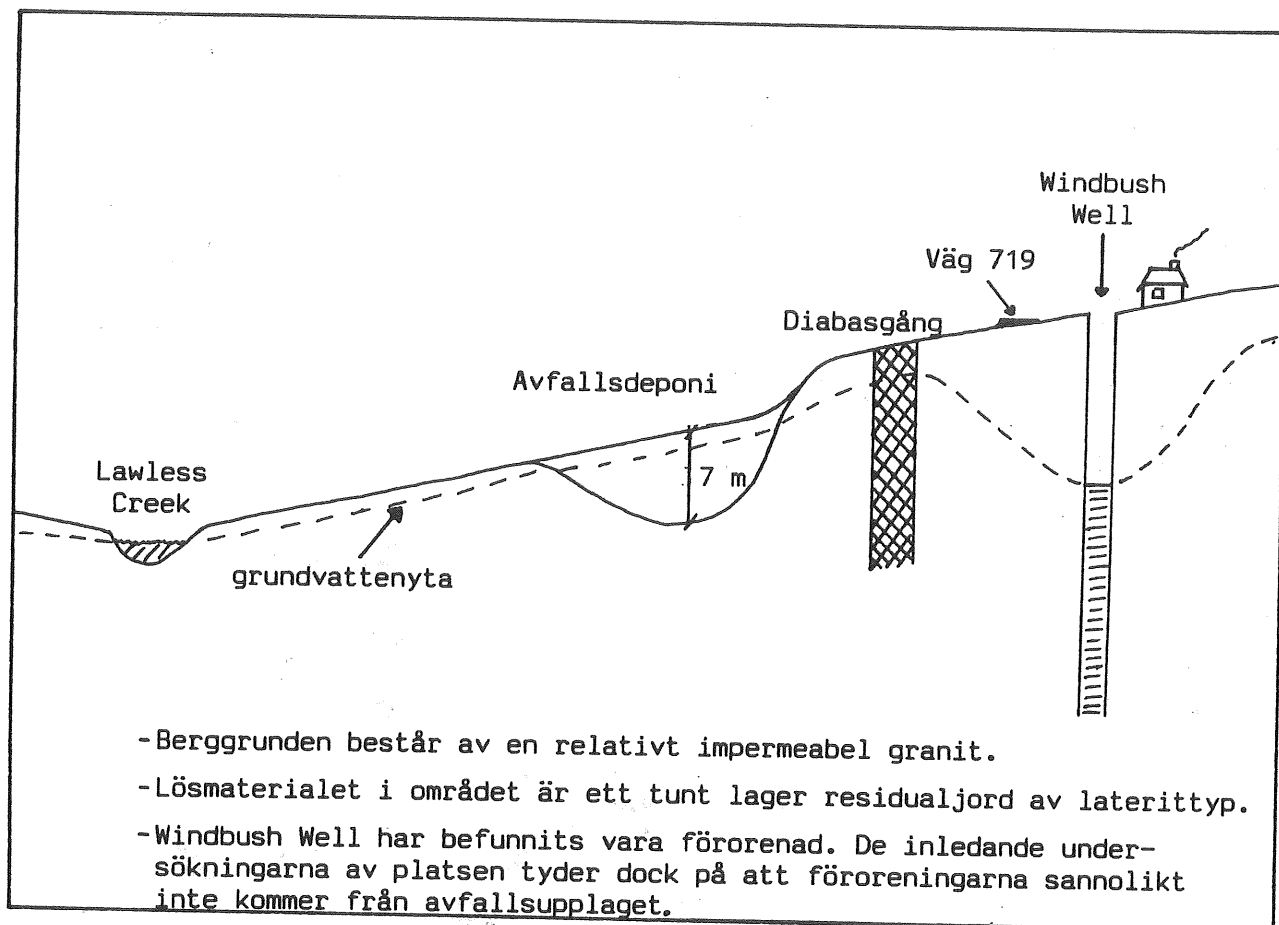
Platsen ger vid ett fältbesök inget allvarligt intryck och verkar, med tanke på avfallets art och de hydrogeologiska förhållandena, inte utgöra ett större hot mot grundvattenkvaliteten än t ex flera av de utvärderade deponierna i Göteborgs kommun (se kap 3.5). Problemet bör, förutsatt att berggrunden är så lågpermeabel som man tror, kunna lösas relativt enkelt genom att täcka platsen med ett impermeabelt lager och samla upp lakvattnet genom en dränering nedströms platsen. Det senare bör kunna göras mycket enkelt med tanke på platsens morfologi.

4.8.4 Diskussion

I stället för att genomföra ovan nämnda åtgärder kommer man alltså att undersöka och åtgärda platsen för sammanlagt ca \$1.5 miljoner, vilket klart överskrider kostnaderna för att gräva upp hela platsen och flytta avfallet. Det hela är mycket märkligt med tanke på att EPA är skyldiga att utföra kostnadseffektiva åtgärder vid varje plats.



Figur 29. Översiktskarta över Beaver Park, Virginia där en av USEPA's "Superfund"-platser är belägen. Grundkartan är en orienteringskarta över Chatham, Virginia.



Figur 30. Schematisk bild av de geologiska/hydrogeologiska förhållandena vid "Superfund"-platsen vid Beaver Park, Virginia (efter LeGrand, pers. komm., 1987).

Detta exempel skall inte på något sätt ses som typiskt för alla Superfund-platser i USA, men visar ändå att de stora resurser som finns tillgängliga inte alltid självklart medför att ett bättre resultat nås än om medlen är mindre i omfattning. Superfund-lagstiftningen har orsakat en ökad press på både EPA och delstatsmyndigheter att genomföra så grundliga undersökningar och åtgärder som är absolut möjligt. Påtryckningar utifrån kommer inte enbart från allmänheten utan även från andra med rent ekonomiska intressen, t ex konsultbolag vilka anlitas för vissa undersökningar.

Detta har påpekats av flera geologer, bl a Harry LeGrand och Ralph Heath (pers komm, 1987), vilka båda under lång tid för USGS och numera som konsulter, arbetat med dessa problem. De är båda av den uppfattningen att EPA utnyttjar resurserna på ett felaktigt sätt i arbetet med Superfund-lagstiftningen.

Förklaringen till att så mycket pengar satsas på varje NPL-klas-sad Superfund-plats är förmodligen att USA's federala myndigheter beslutat att i största möjliga mån få kontroll över alla gamla deponeringsplatser för miljöfarligt avfall i hela USA. Man vill inte under några omständigheter drabbas av några plötsliga

katastrofer liknande den vid Love Canal igen. För att nå detta mål krävs stora ekonomiska insatser och en mycket hård lagstiftning. Superfund innebär att båda dessa krav uppfylls. Dock riktas kritik mot de ekonomiska medlens användning, främst från geologer med ett mera vetenskapligt/praktiskt synsätt. "Det största felet med Superfund är att de ekonomiska resurserna är för stora. Med mindre pengar hade man tvingats använda tillgångarna på ett mera riktigt sätt. Tyvärr är det inte geologer utan advokater som förhandlar om Superfunds resurser" (LeGrand, pers komm, 1987). Därmed har det inte sagts att USA är på väg att misslyckas med sitt mål att oskadliggöra alla gamla deponeringsplatser för miljöfarligt avfall. Tvärtom.

4.9 Diskussion

Av de ovan presenterade lagstiftningarna framgår att naturvårdsarbete i USA numera bedrivs under mycket strikta och kontrollerade former. Man har vid flera tillfällen drabbats mycket hårt av olyckor och katastrofer med miljöfarliga substanser.

Några jämförelser med Sverige har inte gjorts eftersom förutsättningarna på flera plan, inte minst de ekonomiska, skiljer sig markant. Det intressanta med USA's miljölagstiftning är dock inte de stora mängder ekonomiska medel som satsas eller hur naturvårdsarbetet i detalj går till. Av intresse för svensk del torde främst vara synsätt och med vilken allvarlighet man ser på olika föroreningskällors förmåga att påverka omgivningen. Exempelvis är det intressant att konstatera med vilken intensitet arbetet inom RCRA och CERCLA bedrivs för att säkra hälsa och miljö i anslutning till både nedlagda och existerande avfallsdeponier. Detta är förmodligen ett av de områden där USA, vad gäller synsätt, mest påtagligt skiljer sig från Sverige.

Den höga föroreningsrisk man i USA anser att många nedlagda avfallsdeponier har, bör indirekt betyda att läget även i Sverige är mer allvarligt än vad man hittills trott. Ökade resurser för utvärdering och undersökning av dessa platser torde alltså vara väl använda pengar.

5. DRASTIC

5.1 Inledning

DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential using Hydrogeologic Settings (Aller et al, 1987) är utvecklat och framtaget av National Water Well Association (NWWA) på uppdrag från USEPA. Systemet är avsett att användas för att erhålla en föroreningspotential för alla tänkbara hydrogeologiska miljöer i USA.

Systemet består av två delar:

- 1) hydrogeologiska miljöer
- 2) klassificeringssystem - DRASTIC

De hydrogeologiska miljöerna - 1) - klassificeras med DRASTIC-index - 2) - för att erhålla enheter vilka kan redovisas i kartform.

Systemet anger ifrån de erhållna resultaten en föroreningspotential som skall ge vägledning för fortsatta undersökningar samt prioriteringar för skydd, kontroll och återställning av platser och områden som förorenats (Aller et al, 1987). DRASTIC kan användas för två typer av utvärderingar, dels en generell, dels en mera specifik med avseende på bekämpningsmedel, främst inom jordbruket (pesticider).

Grundidén till DRASTIC kommer ursprungligen från Harry LeGrands klassificeringssystem och beskrivningarna av de hydrogeologiska miljöerna har utvecklats av Ralph Heath.

Själva utformningen av systemet står dock helt NWWA för med hjälp från en mängd konsulter, US Geological Survey och olika delar inom USEPA. Som huvudförfattare för arbetet står L T Aller, T Bennett, J H Lehr och J Petty.

5.2 Beskrivning av DRASTIC

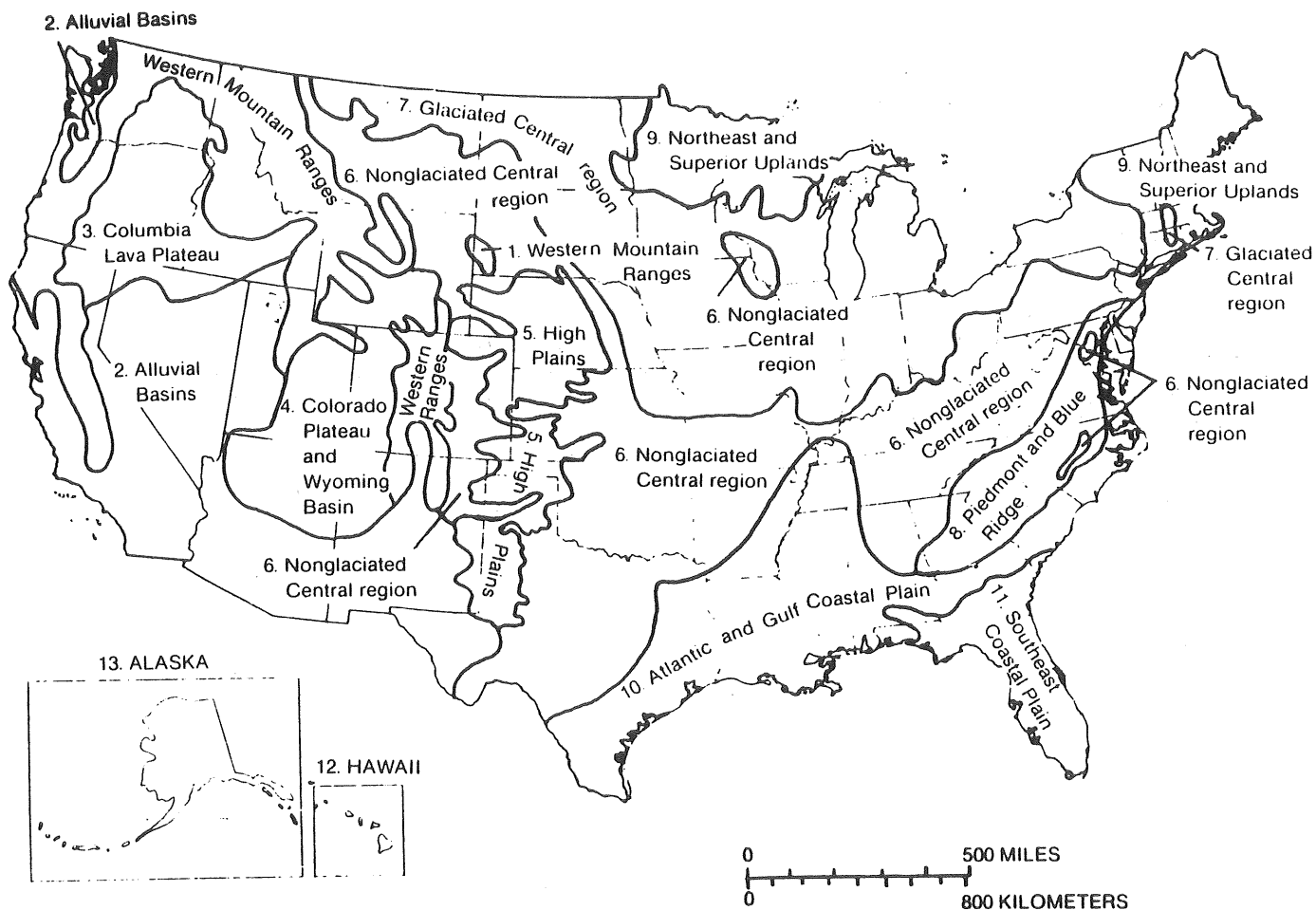
DRASTIC består, som ovan nämnts, av två delar: hydrogeologiska miljöer och ett klassificeringssystem. Nedan följer korta beskrivningar av dessa båda delar samt hur en DRASTIC-klassificering genomförs och hur de erhållna resultaten skall användas.

5.2.1 Hydrogeologiska miljöer

Heath (1984) delade in USA i 13 olika regioner med avseende på hydrogeologi och grundvattentillgångar (figur 31).

Regionerna är följande:

- 1) Western Mountain Ranges
- 2) Alluvial Basins
- 3) Columbia Lava Plateau
- 4) Colorado Plateau and Wyoming Basin



Figur 31. Den indelning av USA i hydrogeologiska regioner som ligger till grund för utvärderingar med DRASTIC(Heath, 1984).

- 5) High Plains
- 6) Nonglaciaded Central Region
- 7) Glaciaded Central Region
- 8) Piedmont and Blue Ridge
- 9) Northeast and Superior Uplands
- 10) Atlantic and Gulf Coastal Plain
- 11) Southeast Coastal Plain
- 12) Hawaiian Islands
- 13) Alaska

Eftersom en föroreningspotential inte kan anges för en så stor region som de ovanstående, beskriver Heath (1984) mindre hydrogeologiska miljöer inom varje region.

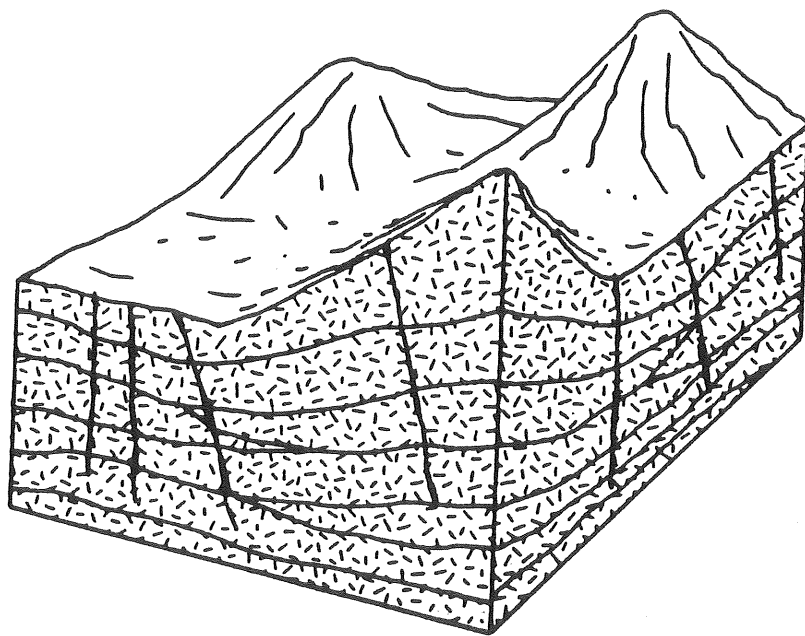
En beskrivning av en hydrogeologisk miljö är en sammanställning av de huvudsakliga geologiska och hydrogeologiska faktorer som påverkar och kontrollerar grundvattnets rörelse till, i och från ett område.

Varje miljö beskrivs i en kort text tillsammans med ett blockdiagram så som visas i figur 32.

HAWAII

(12C) Volcanic Uplands

This hydrogeologic setting is characterized by moderately rolling topography, at medium elevations, and rich, dark, soils developed from the basaltic bedrock. The soils are permeable, rainfall is high, and recharge is high. Bedrock is composed primarily of alternating extrusive basaltic lava flows and interlayered weathered zones formed between flows. Ground water occurs at moderate to deep depths, and aquifer yield is controlled by fracture zones, vesicular zones (both primarily cooling features) and the inter-flow weathered zones. Hydraulic conductivity is high. As with other settings in Hawaii, heavy pumping stresses often result in salt-water intrusion. This is a reflection of the fact that each island is surrounded by and underlain by salt water, with the fresh water occurring in a lenticular body that floats on the salt water. Ground water yield is therefore limited quite specifically to the amount of water recharged annually.



Figur 32. Exempel på beskrivning av en hydrogeologisk miljö i DRASTIC(Aller et al, 1987).

Beskrivningarna skall användas för att visuellt informera om de geologiska, geomorfologiska och hydrogeologiska förhållanden som råder i den aktuella miljön.

5.2.2 Klassificeringssystemet DRASTIC

Varje hydrogeologisk miljö har specifika egenskaper vilka påverkar potentialen för grundvattenförorening. För att beskriva varje miljö och med hjälp av detta kunna bestämma dess föroreningspotential, beslutade man att använda följande parametrar:

- D Depth to water (djup till grundvattenytan)
- R (Net) Recharge (grundvattenbildning)
- A Aquifer Media (akviferens geologiska material)
- S Soil Media (jordmånens material)
- T Topography (topografi)
- I Impact of the Vadoze Zone Media (den omättade zonens geologiska material)
- C Conductivity (Hydraulic) of the Aquifer (permeabilitet)

Parametrarna valdes eftersom de alla bedömdes vara av avgörande betydelse för ett områdes föroreningspotential samt för att de samtliga är lätta att erhålla uppgifter om från ett flertal källor (Aller et al, 1987).

Varje parameter "vägs" med hjälp av en faktor. Ju viktigare parametern är för platsens egenskaper, desto större inflytande får den på utvärderingens resultat. Således ges de mest viktiga parametrarna en faktor 5 och de minst viktiga en faktor 1.

Figur 33 visar hur parametrarna vägs. Vid utvärdering med avseende på pesticider ges parametrarna en något annorlunda vägning (figur 34).

Varje DRASTIC-parameter har indelats i variationsområden inom vilka respektive hydrogeologiska miljöer kan variera. Dessutom har varje variationsområde rankats mellan 1 och 10. Rankningarna är desamma även för klassificering med avseende på pesticider. Figurerna 35-41 visar de olika parametrarnas vägning och variationsområden med rankning.

Då variationsområden och därmed rankning bestämts för den aktuella hydrogeologiska miljön kan dennas DRASTIC-index eller föroreningspotential beräknas enligt följande:

$$D_R D_W + R_R R_W + A_R A_W + S_R S_W + T_R T_W + I_R I_W + C_R C_W = \\ = \text{DRASTIC-index}$$

där

R = rankning
W = vägning

Feature	Weight
Depth to Water	5
Net Recharge	4
Aquifer Media	3
Soil Media	2
Topography	1
Impact of the Vadose Zone Media	5
Hydraulic Conductivity of the Aquifer	3

Figur 33. DRASTIC-parametrarnas vägning(Aller et al, 1987).

Feature	Pesticide Weight
Depth to Water	5
Net Recharge	4
Aquifer Media	3
Soil Media	5
Topography	3
Impact of the Vadose Zone Media	4
Hydraulic Conductivity of the Aquifer	2

Figur 34. DRASTIC-parametrarnas vägning med avseende på pesticider(Aller et al, 1987).

DEPTH TO WATER (FEET)	
Range	Rating
0-5	10
5-15	9
15-30	7
30-50	5
50-75	3
75-100	2
100+	1
Weight: 5	Pesticide Weight: 5

Figur 35. Variationsområden och rankning av Djup till grundvattenytta(Aller et al, 1987).

NET RECHARGE (INCHES)	
Range	Rating
0-2	1
2-4	3
4-7	6
7-10	8
10+	9
Weight: 4	Pesticide Weight: 4

Figur 36. Variationsområden och rankning av Grundvattenbildning (Aller et al, 1987).

AQUIFER MEDIA		
Range	Rating	Typical Rating
Massive Shale	1-3	2
Metamorphic/Igneous	2-5	3
Weathered Metamorphic/Igneous	3-5	4
Glacial Till	4-6	5
Bedded Sandstone, Limestone and Shale Sequences	5-9	6
Massive Sandstone	4-9	6
Massive Limestone	4-9	6
Sand and Gravel	4-9	8
Basalt	2-10	9
Karst Limestone	9-10	10
Weight: 3	Pesticide Weight: 3	

Figur 37. Rankning och olika typer av Akviferens material (Aller et al, 1987).

SOIL MEDIA	
Range	Rating
Thin or Absent	10
Gravel	10
Sand	9
Peat	8
Shrinking and/or Aggregated Clay	7
Sandy Loam	6
Loam	5
Silty Loam	4
Clay Loam	3
Muck	2
Nonshrinking and Nonaggregated Clay	1
Weight: 2	Pesticide Weight: 5

Figur 38. Rankning och olika typer av Jordmånens material (Aller et al, 1987).

TOPOGRAPHY (PERCENT SLOPE)	
Range	Rating
0-2	10
2-6	9
6-12	5
12-18	3
18+	1
Weight: 1	Pesticide Weight: 3

Figur 39. Variationsområden och rankning av Topografi(Aller et al, 1987).

IMPACT OF THE VADOSE ZONE MEDIA		
Range	Rating	Typical Rating
Confining Layer	1	1
Silt/Clay	2-6	3
Shale	2-5	3
Limestone	2-7	6
Sandstone	4-8	6
Bedded Limestone, Sandstone, Shale	4-8	6
Sand and Gravel with significant Silt and Clay	4-8	6
Metamorphic/Igneous	2-8	4
Sand and Gravel	6-9	8
Basalt	2-10	9
Karst Limestone	8-10	10
Weight: 5	Pesticide Weight: 4	

Figur 40. Rankning och olika typer av Den omättde zonens material (Aller et al, 1987).

HYDRAULIC CONDUCTIVITY (GPD/FT ²)	
Range	Rating
1-100	1
100-300	2
300-700	4
700-1000	6
1000-2000	8
2000+	10
Weight: 3	Pesticide Weight: 2

Figur 41. Variationsområden och rankning av Permeabilitet (Aller et al, 1987).

Figur 42 visar hur DRASTIC index beräknas för en speciell hydrogeologisk miljö. Handboken till DRASTIC redovisar på detta sätt DRASTIC-index för alla ingående hydrogeologiska "standardmiljöer".

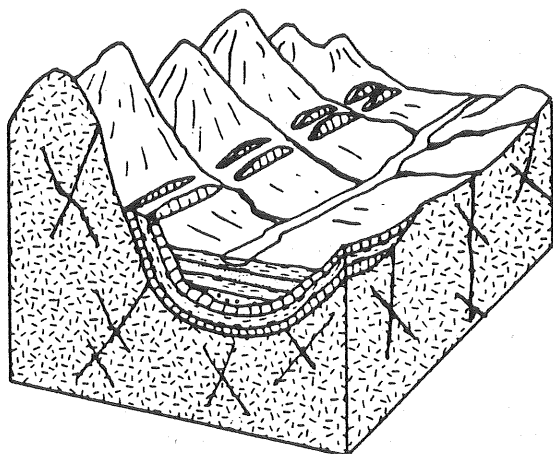
Då ett DRASTIC-index beräknats används detta för att bestämma den aktuella miljöns känslighet för grundvattenförorening relativt andra miljöer. Ju högre DRASTIC-index desto högre föroreningspotential. Man är dock mycket noga med att påpeka att ett DRASTIC-index endast är ett värde relativt andra och inte på något sätt absolut. Därför skall ett DRASTIC-index endast ses som en vägledning och inte som ett exakt svar (Aller et al, 1987).

DRASTIC-index för pesticider beräknas på exakt samma sätt med den skillnaden att parametrarna vägs något annorlunda (figur 34).

PIEDMONT AND BLUE RIDGE

(8C) Mountain Flanks

This hydrogeologic setting is characterized by moderate topographic relief and moderately-dipping, fractured, consolidated sedimentary rocks. Soil cover is usually thicker than on the mountain slopes and typically has weathered to a sandy loam or loam. Although precipitation is abundant, ground-water recharge is moderate due to the soil cover and slope. Water levels are typically moderately-deep although they are extremely variable. The mountain flanks serve as the recharge area for aquifers which are typically confined in adjacent valley areas.



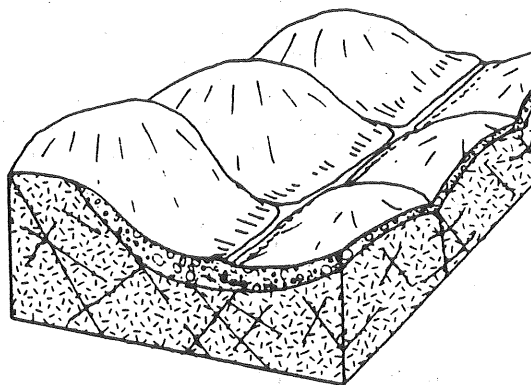
SETTING 8 C Mountain Flanks		GENERAL		
FEATURE	RANGE	WEIGHT	RATING	NUMBER
Depth to Water	30-50	5	5	25
Net Recharge	2-4	4	3	12
Aquifer Media	Bedded SS, LS, SH Sequences	3	6	18
Soil Media	Loam	2	5	10
Topography	6-12%	1	5	5
Impact Vadose Zone	Bedded LS, SS, SH	5	6	30
Hydraulic Conductivity	100-300	3	2	6
Drastic Index				106

SETTING 8 C Mountain Flanks		PESTICIDE		
FEATURE	RANGE	WEIGHT	RATING	NUMBER
Depth to Water	30-50	5	5	25
Net Recharge	2-4	4	3	12
Aquifer Media	Bedded SS, LS, SH Sequences	3	6	18
Soil Media	Loam	5	5	25
Topography	6-12%	3	5	15
Impact Vadose Zone	Bedded LS, SS, SH	4	6	24
Hydraulic Conductivity	100-300	2	2	4
Pesticide Drastic Index				123

PIEDMONT AND BLUE RIDGE

(8D) Regolith

This hydrogeologic setting is characterized by moderate to low slopes covered by regolith and underlain by fractured bedrock of igneous, sedimentary or metamorphic origin. The regolith is typically clay-rich but may also serve as a source of ground water for low-yield wells. The regolith functions as a reservoir for ground-water recharge to the bedrock which is in direct hydraulic connection with the overlying regolith. The bedrock typically yields larger amounts of ground water than the regolith when the well intersects fractures in the bedrock.



SETTING 8 D Regolith		GENERAL		
FEATURE	RANGE	WEIGHT	RATING	NUMBER
Depth to Water	5-15	5	9	45
Net Recharge	4-7	4	6	24
Aquifer Media	Weathered Meta./Iq.	3	4	12
Soil Media	Clay Loam	2	3	6
Topography	6-12%	1	5	5
Impact Vadose Zone	Silt/Clay	5	1	5
Hydraulic Conductivity	1-100	3	1	3
Drastic Index				100

SETTING 8 D Regolith		PESTICIDE		
FEATURE	RANGE	WEIGHT	RATING	NUMBER
Depth to Water	5-15	5	9	45
Net Recharge	4-7	4	6	24
Aquifer Media	Weathered Meta./Iq.	3	4	12
Soil Media	Clay Loam	5	3	15
Topography	6-12%	3	5	15
Impact Vadose Zone	Silt/Clay	4	1	4
Hydraulic Conductivity	1-100	2	1	2
Pesticide Drastic Index				117

Figur 42. Exempel på hur DRASTIC-index för olika hydrogeologiska miljöer presenteras i DRASTIC-handboken(Aller et al, 1987).

5.2.3 Arbetsgång vid en DRASTIC-klassificering

En lämplig arbetsgång i användandet av DRASTIC i USA är följande (Aller et al, 1987):

- 1) Den region (1-13) inom vilket det aktuella området ligger identifieras.
- 2) Den/de hydrogeologiska miljöer som bäst motsvarar området identifieras.
- 3) Informationsökning för var och en av de parametrar som ingår i DRASTIC görs. Området bör översiktligt inspekteras i fält.
- 4) Efter bestämning av områdesvariationer hos de olika parametrarna, och därmed rankning, kan DRASTIC-index beräknas. I de fall då inga uppgifter om en parameter finns tillgängliga används den standardrankning som ges till varje hydrogeologisk beskrivning.
- 5) En karta över området trycks med zoner med olika föroreningspotential (figur 43).

5.2.4 Hur används resultaten från DRASTIC?

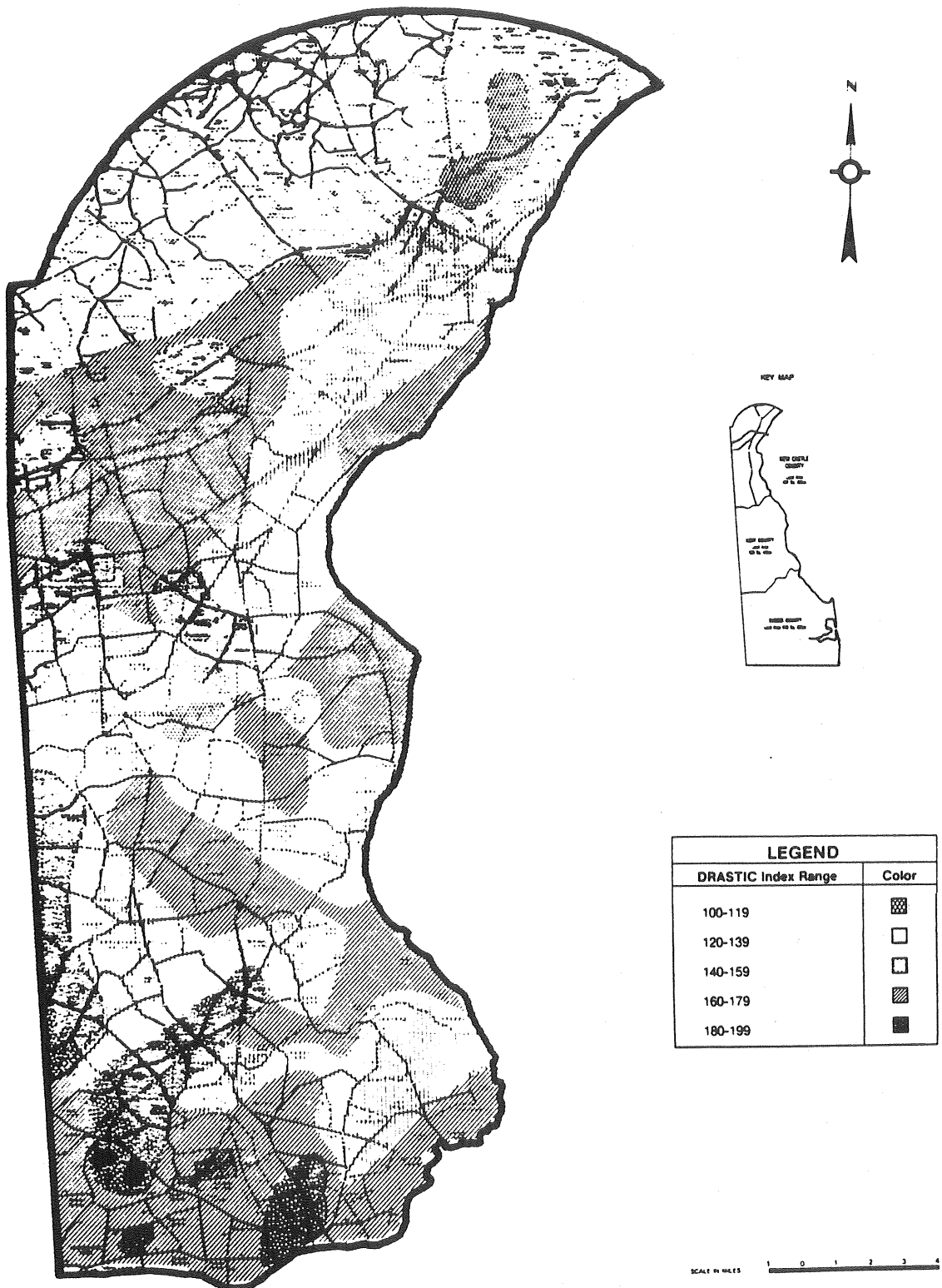
Man är i DRASTIC-beskrivningen mycket noga med att påpeka att resultaten endast skall ses som vägledning inför planering, undersökningar och prioriteringar av olika åtgärder. DRASTIC är inte på något sätt platsspecifikt och kan inte ersätta detaljerade studier av ett område.

DRASTIC är betydligt mera översiktligt än t ex LeGrand-systemet och tar endast hänsyn till hydrogeologiska förutsättningar inom ett större område. Föroreningsars egenskaper finns endast mycket generellt "inbyggda" i en DRASTIC-utvärdering. DRASTIC kan således t ex inte ge besked om en avfallsdeponi är lämplig att placera på en viss plats eller inte. För att kunna ge vägledning i ett dylikt fall måste såväl platsspecifika hydrogeologiska egenskaper, avfallens art och deponins konstruktion tas med i bedömningen.

"Ju mer användandet skiljer sig från systemets avsikter, desto större är sannolikheten att resultatens tillförlitlighet minskar" (Aller et al, 1987).

Rätt använt pekar man i DRASTIC-handboken på ett flertal användningsområden (Aller et al, 1987):

- för att utskilja områden vilka är i behov av ett bättre grundvattenskydd än det nuvarande
- för att identifiera områden vilka är särskilt känsliga för spridning av pesticider
- för att vägleda inom områden där återställning efter exempelvis nedlagda avfallsdeponier är nödvändiga - DRASTIC ger generell information om olika hydrogeologiska parametrar vilka måste beaktas



Figur 43. Exempel på karta som sammanställts från en DRASTIC-klassificering. Exemplet är från staten Delaware (Aller et al, 1987).

- för att användas i universitetsundervisning vid grundläggande studier av föroreningspotential och skydd av naturresurser
- för att då en förorening inträffat kunna ge vägledning om vilka områden som kan vara i behov av åtgärder för att förhindra liknande händelser.

5.3 Erfarenheter från arbete med DRASTIC i USA

Research Triangle Institute (RTI) i North Carolina, vilket är ett av de två stora forskningsinstitut som EPA driver, har utfört översiktliga DRASTIC-klassificeringar av alla counties i USA med avseende på pesticider. Efter detta gick man vidare med mera ingående klassificeringar av sex counties där mera tid lades på informationssökning. Klassificeringarna är ett led i den s k National Pesticide Survey (NPS) i vilken 50 olika pesticider och dess inverkan på miljön undersöks och utvärderas i USA's alla counties (RTI, 1986).

Arbetet betalas med federala medel och görs på uppdrag av EPA's Office of Drinking Water och Office of Pesticide Program (RTI, 1986).

Det nedan presenterade projektet är det enda större arbete som hittills utförts med DRASTIC-pesticide i USA. Andra DRASTIC-utvärderingar har genomförts i ett flertal områden av bl a National Water Well Association - vars resultat finns presenterade i DRASTIC-handboken, California Department of Food and Agriculture, Florida Department of Environmental Regulation, Arizona Department of Health Services, Ohio Department of Natural Resources osv (RTI, 1987a).

5.3.1 Projektets genomförande

RTI genomförde en mycket översiktlig utvärdering med DRASTIC-pesticide för alla USA's 3144 counties. Ansvariga för arbetet var W Joseph Alexander och Susan K Liddle vid RTI. Man lade ner ca 4 timmar på varje county för att bedöma vilka hydrogeologiska regioner och miljöer (se Heath, 1984) de tillhör och efter detta ge varje county DRASTIC-index (Alexander och Liddle, pers komm, 1987).

Flera olika kartskalor var tvungna att användas. Dessa överfördes senare genom s k SAS GRAPH till en karta över hela USA vilken ger en översiktlig bild av föroreningspotentialer med avseende på pesticider (RTI, 1987a).

Ett så storskaligt projekt som detta medför naturligtvis att inga lokala förhållanden kan utläsas och det ligger nära till hands att ställa frågan om verkligen någon större kunskap om USA's känslighet för grundvattenförorening har erhållits. Alexander och Liddle vid RTI är inte helt säkra på att kunskapen ökats mer än marginellt men menar att kartan ändå är en viktig sammanställning av information. Dessutom anser man att det kan vara en fördel att genomföra ett mera storskaligt projekt innan mera ingående klassificeringar görs för mindre områden. Detta för att DRASTIC som metod då lättare kan förstås och därmed tillämpas på ett riktigt sätt.

Då denna mycket översiktliga utvärdering var klar gick man vid RTI vidare med mera ingående DRASTIC-klassificeringar av sex counties på skilda platser i USA. Dessa klassificeringar ingår i det s k stadium 2 av NPS (RTI, 1987b).

De counties som utvärderades var följande:

Clay County, Minnesota
 Le Sueur County, Minnesota
 Clarke County, Mississippi
 George County, Mississippi
 Kern County, California
 Ventura County, California

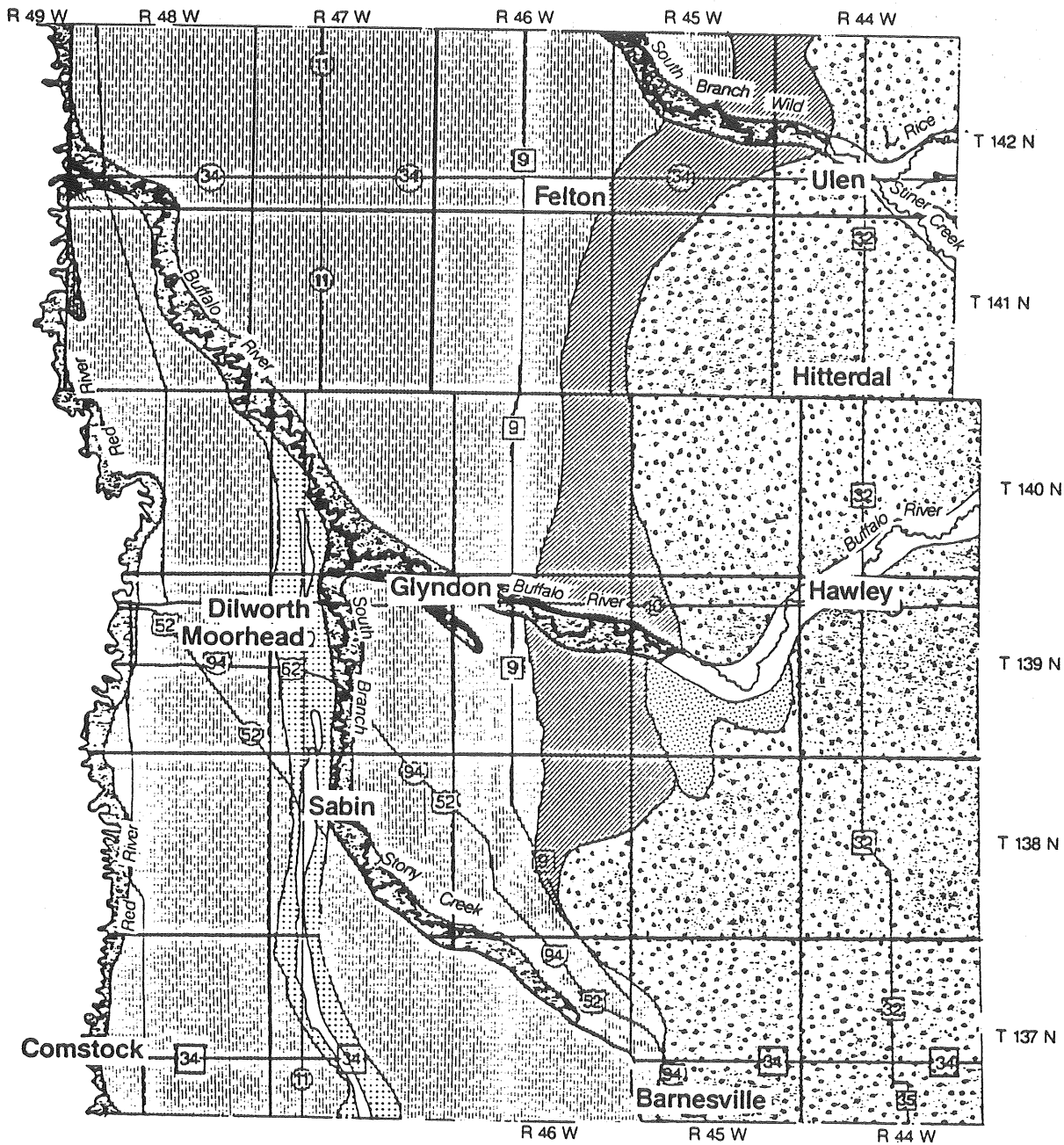
Utvärderingarna gjordes helt med hjälp av uppgifter från DRASTIC's hydrogeologiska miljöer. Man genomförde alltså inget fältarbete.

Resultaten av dessa utvärderingar presenteras på kartor såsom visas i figur 44.

I RTI's redovisning av resultaten från detta pilotprojekt presenterar man också data för varje county och hur lång tid respektive klassificering tog:

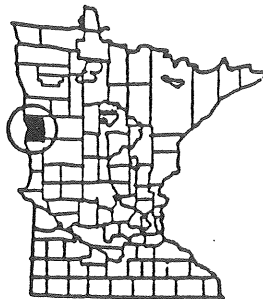
County	Yta ₂ (mi ²)	Befolkning	Totalt antal timmar	Tid i veckor för en person
Clay, MN	1000	300	102	2,6
Le Sueur, MN	400	400	142	3,6
Clarke, MS	700	16 900	132	3,3
George, MS	500	15 300	130	3,3
Kern, CA	8100	403 100	347	8,7
Ventura, CA	1900	529 900	247	6,2

Då dessa sex counties utvärderats med DRASTIC gavs NWWA i Dublin, Ohio, tillfälle att recensera klassificeringarna. Man påpekar härvid från NWWA att man vid RTI i alltför liten utsträckning utnyttjat möjligheterna till variation av DRASTIC-index. RTI använde sig i samtliga hydrogeologiska miljöer utom en av DRASTIC's standardindex. Dessutom tycks man ha valt alltför intetsägande kartor vid presentation (se figur 44) vilka uppvisar alltför få riktmärken för att en orientering i området skall vara lätt. Man har även haft problem med de geologiska/hydrogeologiska gränsdragningarna vilka uppenbarligen inte varit helt lätta att göra utan fältkontroller.



Explanation

Hydrogeologic Setting	DRASTIC Code	VARSCORE
Glacial Till Over Outwash (Unconfined)	9Db1	184
Outwash	9E	178
River Alluvium without Overbank	9Gb	177
Beach Ridges	9K	175
River Alluvium with Overbank	9Ga	155
Moraine	9F	153
Glacial Lake Deposits	9J	124
Glacial Till Over Outwash (Confined)	9Db2	121



Approximate scale in miles

Figur 44. Ett av de counties(Clay, Minnesota) som utvärderats med DRASTIC med avseende på pesticider(Aller et al, 1987).

Utvärderingarna har alltså inte gjorts helt utan problem men ändå gett värdefulla erfarenheter inför fortsättningen av National Pesticide Survey (Alexander och Liddle, pers komm, 1987).

5.4 Diskussion

DRASTIC är ett klassificeringssystem avsett att i kartform översiktligt visa ett områdes känslighet för grundvattenförorening. Resultaten är inte på något sätt platsspecifika och kan absolut inte ses som någon ersättning för detaljerade undersökningar.

DRASTIC bör således användas för vägledning i ett inledande skede av undersökningar och utvärderingar i ett område.

För att de kartor som presenteras vid en klassificering av ett område skall vara tillförlitliga bör en tydlig och klargörande beskrivning medfölja så att ingen risk föreligger att alltför långtgående slutsatser dras från dessa utvärderingar. Använda på rätt sätt bör DRASTIC-resultat kunna vara till nytta i flera fall men om DRASTIC används för bedömningar det inte är avsett för kan effekterna bli de omvända.

Ralph Heath och Harry LeGrand, vilka båda var med i det inledande arbetet med DRASTIC, har båda dragit sig ur projektet. Detta på grund av att de inte anser att DRASTIC blivit vad de hoppats; ett enkelt och lättanvänt klassificeringssystem för översiktlig utvärdering av ett områdes känslighet för grundvattenförorening (Heath och LeGrand, pers komm, 1987). De menar att trots den till synes enkla och klara presentationen innehåller systemet ett flertal brister vilka gör klassificeringarna osäkra.

Kritiken gäller främst val och behandling av de parametrar som vägs och rankas i en DRASTIC-utvärdering. Bl a anser LeGrand och Heath att det geologiska materialets genomsläpplighet blir en alltför dominerande faktor i DRASTIC-klassificeringarna. Genom att fyra gånger - Soil Media (figur 38), Aquifer Media (figur 37), Impact of Vadoze Zone (figur 40) och Hydraulic Conductivity of the Aquifer (figur 41) - ta med denna egenskap i en numerisk klassificering ges de aktuella materialens genomsläpplighet en alltför stor betydelse i förhållande till övriga parametrar.

Vidare är det märkligt att topografi (figur 39) ges låga värden för stora höjdskillnader inom ett område. Detta innebär att ett flackt område får ett högt topografivärde och därmed en högre föroreningspotential än ett område med stora höjdvariationer.

I de allra flesta fall följer den hydrauliska gradienten topografin relativt väl. Eftersom en hög hydraulisk gradient i ett visst geologiskt material innebär en snabbare grundvattenströmning än en låg gradient, transporteras också ett förorenat vatten snabbare. Detta innebär mindre tid och förmåga till sorption av föroreningen i marken vilket i sin tur leder till en större spridning av farliga ämnen. Enligt DRASTIC är det tvärtom; en hög hydraulisk gradient medför en lägre föroreningsrisk.

Dessutom kan, enligt Heath och LeGrand (pers komm, 1987), betydelsen av Net Recharge - grundvattenbildningen - ifråga-

sätts. Detta är en faktor som i mycket hög grad kan sammankopplas med permeabilitet och djup till grundvattenyta respektive grundvattnets tryckyta i en sluten akvifer. De senare parametrarna ingår också i DRASTIC vilket medför att man även här riskerar att få en "kaka på kaka"-effekt.

Val av parametrar och dessas betydelse blir naturligtvis alltid föremål för diskussion vid bedömning av ett klassificeringssystem av DRASTIC's typ. Samtidigt som olika parametrars inverkan kan ifrågasättas måste det faktum att DRASTIC inte är avsett att ange någon föroreningspotential i exakta siffror beaktas. Systemet är relativt och resultaten kan endast jämföras med resultat från andra områden. Utifrån detta kan så slutsatser dras om högre eller lägre risk för förorening föreligger. Härmed dock inte sagt att parametrar på något sätt kan väljas godtyckligt.

Samtal med användare av DRASTIC i ett stort projekt (RTI), diskussioner med de två personer som betytt mest för systemets tillkomst (Heath och LeGrand) samt egna översiktliga studier har medfört att intrycket av DRASTIC inte är odelat positivt. Flera frågor kräver svar innan en användning av systemet kan inledas.

Sammanfattningsvis bör följande punkter beaktas innan DRASTIC antas för användning i Sverige:

- 1) Val, vägning och rankning av parametrar i DRASTIC bör studeras noga och eventuellt kan förändringar vara nödvändiga.
- 2) DRASTIC kan endast ge mycket översiktlig information om ett område och är inte på något sätt platsspecifikt. Mycket stor försiktighet måste tillämpas vid tolkning av resultat.
- 3) De hydrogeologiska miljöer som används i DRASTIC gäller inte för Sverige. På grund av delvis andra hydrogeologiska förutsättningar måste dessa miljöer modifieras och standard-index måste omberäknas.
- 4) Mera ingående och tillförlitlig information om ett områdes föroreningspotential kan sannolikt erhållas med andra metoder, t ex av typen Massachusetts Water Supply Protection Atlas (se kapitel 2).

6. SLUTSATSER

De arbetssätt och metoder som ovan redovisats bedöms vara intressanta för grundvattenskyddande arbete i Sverige. Förhoppningsvis skall de erfarenheter som presenteras kunna ge vägledning vid en eventuell användning av något eller några av de presenterade systemen: DEQE's Groundwater Management Project (kap 2), LeGrand-systemet (kap 3) och DRASTIC (kap 5).

Innan något av systemen kan användas i stor skala måste dock målet med utvärderingarna noga bestämmas. Skall utvärderingarna vara platsspecifika eller inte? Skall enbart hydrogeologiska faktorer klassificeras eller skall utvärdering även ske med avseende på verksamheter i området? Hur mycket tid och pengar får projektet kosta? etc.

DRASTIC är det klassificeringssystem av de ovan presenterade som ger den mest översiktliga utvärderingen och som sannolikt är minst kostsam. Den tar dock endast hänsyn till hydrogeologiska faktorer och resultaten måste användas med stor försiktighet.

Ett arbete av den typ som genomförts vid DEQE i Massachusetts kräver sannolikt mera tid och pengar än DRASTIC men ger en bättre och mer användbar information.

LeGrand-systemet kan inte jämföras med något av de andra två eftersom det är betydligt mera platsspecifikt. En riktig användning av LeGrand-systemet torde vara tillsammans med DEQE-systemet eller DRASTIC. På så sätt erhålls sannolikt så mycket information som är möjligt från ett område med avseende på hydrogeologi och föroreningskällor.

Slutsatserna från föreliggande sammanställning är sålunda att ett områdes känslighet och risk för grundvattenförorening kan utvärderas med DEQE-systemet eller DRASTIC. Valet av system måste styras av utvärderingarnas målsättning. LeGrand-systemet används lämpligen därefter för att utvärdera existerande eller planerade föroreningskällors påverkan på omgivningen i det aktuella området.

Följande förslag (jfr LeGrand, kap 3) till arbetsgång vid grundvattenskyddande arbete inom ett område svarar mot slutsatserna från detta arbete:

- 1) Området utvärderas enligt DEQE-systemet (kartsystemet i DEQE's Groundwater Management Project) eller DRASTIC.
- 2) Föroreningskällorna (existerande eller planerade) klassificeras med LeGrand-systemet.
- 3) Detaljerade undersökningar genomförs med ledning av resultaten från 1) och 2).
- 4) Återställande åtgärder vidtas.

7. REFERENSER

- Aller, L T, Bennet, T, Lehr, J H och Petty, J, 1987: DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. U S Environmental Protection Agency/600/2-85/018, Washington D C.
- CCAMP, 1987: Guide to Contamination Sources for Wellhead Protection. Boston, Massachusetts.
- Corbin, M, 1980: General Considerations for Hazardous Waste Management Facilities. Handbook of Hazardous Waste Management. Techomic, Westport, Connecticut.
- DEQE, Office of Planning and Program Management, 1980: Surface Waste Impoundments in Massachusetts - A Brief Summary Report. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply, 1981a: Erosion and Sedimentation Guidelines. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply, 1981b: Road Salts and Water Supplies: Best Management Practices. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply, 1982a: Water Supply Protection Atlas Handbook. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply, 1982b: Testing a Standardized System for Evaluating Waste Disposal and Groundwater Pollution in Massachusetts. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply, 1983: Groundwater Monitoring Handbook. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply, 1984: LeGrand Evaluations of Waste Sites in Massachusetts - A Summary Report. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply and Office of Planning and Program Management, 1985a: Groundwater Quality and Protection... A Guide for Local Officials. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply, 1985b: Handbook of Treatment Technologies for Contaminated Groundwater. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply, 1986: Massachusetts Hydrogeologic Information Matrix. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply, 1987: Pesticide and Drinking Water, A Public Information Package. Boston, Massachusetts.

- Fenn, D G, Hanley, K J och DeGeare, T V, 1975: Use of the Water Balance Method for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites. Report SW-168, USEPA, Cincinnati, Ohio.
- Hagerty, D J, Pavoni, J L och Heer Jr, E, 1973: Solid Waste Management System. Van Nostrand Reinold, New York.
- Hazardous Materials Control Research Institute, 1980: Management of Uncontrolled Hazardous Waste Sites. USEPA National Conference, 15-17 oktober, 1980.
- Heath, R C, 1984: Groundwater Regions of the United States. US Geological Survey, Water Supply Paper 2242, Washington D C.
- Ledskog, A och Nilsson, L, 1986: Hydrogeologisk klassificering av Riksväg 40 mellan Delsjön och Landvetter med avseende på föroreningsrisk vid olycka. Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet, Publ B 298.
- LeGrand, H E, 1964: A System for Evaluating the Contamination Potential of Some Waste Sites. Journal American Water Works Association, 56 (8).
- LeGrand, H E, 1965: Patterns of Contaminated Zones of Water in the Ground. US Geological Survey, Washington D C.
- LeGrand, H E, 1981: Hydrogeologic Issues in Risk Assessment of Hazardous Waste Sites. Hazardous Materials Control Institute.
- LeGrand, H E, 1983: A Standardized System for Evaluating Waste-Disposal Sites. National Water Well Association, Worthington, Ohio.
- LeGrand, H E, 1985: Contrary Waste Sites Characteristics - Good is Bad, Bad is Good. Raleigh, North Carolina.
- Phillips, C R, Nathwani, J S och Mooij, H, 1977: Development of a Soil Waste Interaction Matrix for Assessing Land Disposal of Industrial Waste. Water Research, Volume II.
- Research Triangle Institute, 1987a: National Pesticide Survey Pilot Evaluation Technical Report. Report No 7801/06-02F, RTI, Research Triangle Park, North Carolina.
- Rosén, L, 1987: Hydrogeologisk klassificering med LeGrand's metod av avfallsdeponier i Göteborgs kommun. Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet, Publ B 307.
- Statens naturvårdsverk, 1986: Kartering av äldre avfallsupplag - redovisning av resultat. Rapport 3164.
- Tinlin, R M, 1981: A Methodology for Monitoring Groundwater Quality Degradation. Groundwater Monitoring Review.

USEPA, 1979: Guidance Manual for the Classification of Solid Waste Disposal Facilities. Office of Solid Waste, Washington D C.

USEPA, 1986: Solving the Hazardous Waste Problem - EPA's RCRA Program. Office of Solid Waste, EPA/530-SW-86-037, Washington D C.

USEPA, 1987a: Your Guide to the United States Environmental Protection Agency. Office of Public Affairs, OPA 87-005.

USEPA, 1987b: Background Paper on the Major Provisions of Superfund Reauthorization. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington D C.

Örnsköldsviks kommun, 1986: Vattenöversikt i tre delar: Inventering, Tabellbilaga samt Riktlinjer och åtgärdsförslag.

Meddelande:

- nr 1 Urbaniseringsprocessens inverkan på ytvattenavrinning och grundvattenbildning. Lägesrapporter (1972-07-01 - 1973-03-01). 1973. 100 sidor. (Utgången)
- nr 2 Leif Carlsson: Grundvattenavsänkning Del 1. Evaluering av akviferers geohydrologiska data med hjälp av provpumpningsdata. 1973. 67 sidor.
- nr 3 Leif Carlsson: Grundvattenavsänkning Del 2. Evaluering av lågpermeabla lagers hydrauliska diffusivitet med hjälp av provpumpningsdata. 1973. 17 sidor.
- nr 4 Viktor Arnell: Nederbördsräknare. En sammanställning av några olika mätartyper. 1973. 39 sidor. (Utgången)
- nr 5 Viktor Arnell: Intensitets-varaktighetskurvor för häftiga regn i Göteborg under 45-årsperioden 1926-1971. 1974. 68 sidor.
- nr 6 Urbaniseringsprocessens inverkan på ytvattenavrinning och grundvattenbildning. Lägesrapporter (1973-03-01 - 1974-02-01). 1974. 167 sidor.
- nr 7 Olov Holmstrand, Per O Wedel: Ingenjörsgelogiska kartor - litteraturstudier. 1974. 55 sidor. (Utgången)
- nr 8 Anders Sjöberg: Interim Report. Mathematical Models for Gradually Varied Unsteady Free Flow. Development and Discussion of Basic Equations. Preliminary Studies of Methods for Flood Routing in Storm Drains. 1974. 74 sidor. (Utgången)
- nr 9 Olov Holmstrand (red.): Seminarium om ingenjörsgelogiska kartor. 1974. 38 sidor. (Utgången)
- nr 10 Viktor Arnell, Börje Sjölander: Mätning av nederbördsintensiteter i Göteborgsregionen. Stationsbeskrivning. 1974. 53 sidor. (Utgången)
- nr 11 Per-Arne Malmquist, Gilbert Svensson: Dagvattnets beskaffenhet och egenskaper. Sammanställning av utförda dagvattenundersökningar i Stockholm och Göteborg 1969-1972. Engelsk sammanfattning. 1974. 46 sidor. (Utgången)
- nr 12 Viktor Arnell, Sven Lyngfelt: Interimrapport. Beräkningsmodell för simulering av dagvattenflöde inom bebyggda områden. Geohydrologiska forskningsgruppen i samarbete med VA-verket i Göteborg. 1975. 50 sidor.
- nr 13 Viktor Arnell, Sven Lyngfelt: Nederbörds-avrinningsmätningar i Bergsjön, Göteborg 1973-1974. 1975. 92 sidor.
- nr 14 Per-Arne Malmquist, Gilbert Svensson: Delrapport. Dagvattnets sammansättning i Göteborg. Engelsk sammanfattning. 1975. 73 sidor.
- nr 15 Dagvatten. Uppsatser presenterade vid konferens om urban hydrologi i Sarpsborg 1975. 1976. 33 sidor. Följande uppsatser ingår:
Arnell V. Beräkningsmetod för analys av dagvattenflödet inom ett urbant område.
Lyngfelt S. Nederbörds-avrinningsstudier i Bergsjön, Göteborg.
Sjöberg A. CTH-ledningsnätmodell DAGVL-A.
Svensson G. Dagvattnets sammansättning, inverkan av urbanisering. (Utgången)
- nr 16 Grundvatten. Uppsatser presenterade vid konferens om urban hydrologi i Sarpsborg 1975. 1976. 43 sidor. Följande uppsatser ingår:
Andréasson L, Cederwall K. Rubbningar av grundvattenbalansen i urbana områden.
Carlsson L. Djupinfiltration i slutna akviferer.
Torstensson B-A. Följder av grundvattensänkning inom lerområden.
Wedel P. Exempel på dränering av jordlager på grund av tunnelbyggande. (Utgången)
- nr 17 Olov Holmstrand, Per Wedel: Markvattenundersökningar i ett urbant område. 1976. 127 sidor.
- nr 18 Göran Ejdeling: Beräkningsmodeller för prognos av grundvattenförhållanden. 1978. 130 sidor.
- nr 19 Viktor Arnell, Jan Falk, Per-Arne Malmquist: Urban Storm Water Research in Sweden. 1977. 30 sidor.
- nr 20 Viktor Arnell: Studier av amerikansk dagvattenteknik. Resa i december 1976. 1977. 64 sidor.
- nr 21 Leif Carlsson: Reserapport från studieresa i USA samt deltagande i 2nd International Symposium on Land Subsidence in Anaheim, USA. 29 nov-17 dec 1976. 1977. 61 sidor.

- nr 22 Per O Wedel: Grundvattenbildning, samspelet jordlager och berggrund. Exemplifierat från ett försöksområde i Angered. 1978. 130 sidor.
- nr 23 Viktor Arnell: Nederbördsdata vid dimensionering av dagvattensystem med hjälp av detaljerade beräkningsmodeller. En inledande studie. 1977. 29 sidor.
- nr 24 Leif Carlsson, Klas Cederwall: Urbaniseringsprocessens inverkan på ytvattenavrinning och grundvattenbildning. Geohydrologisk forskning vid CTH, Sektion V, under perioden 1972-75. 1977. 17 sidor.
- nr 25 Lars O Ericsson (red.): Lokalt omhändertagande av dagvatten. Delrapport från första verksamhetsåret 1976-02-01 - 1977-01-31. 1977. 120 sidor.
- nr 26 Ann-Carin Andersson, Jan Berntsson: Kontrollerad grundvattenbalans genom djupinfiltration. En inventering av djupinfiltrationsprojekt. 1978. 273 sidor.
- nr 27 Anders Eriksson, Per Lindvall: Lokalt omhändertagande av dagvatten. Resultatredovisning av enkät rörande drift och konstruktion av perkolationsanläggningar. 1978. 126 sidor.
- nr 28 Olov Holmstrand (red.): Lokalt omhändertagande av dagvatten. Delrapport nr 2 från perioden 1977-02-01 - 1977-11-30. 1978. 69 sidor.
- nr 29 Leif Carlsson: Djupinfiltrationsstudier i Angered. 1978. 70 sidor.
- nr 30 Lars O Ericsson: Infiltrationsprocessen i en dagvattenmodell. Teori, Undersökning, Mätning och Utvärdering. 1978. 45 sidor.
- nr 31 Lars O Ericsson, Permeabilitetsbestämning i fält vid perkolationsmagasin. Dimensionering. 1978. 15 sidor.
- nr 32 Lars O Ericsson, Stig Hård: Infiltrationsundersökningar i stadsdelen Ryd, Linköping. 1978. 145 sidor.
- nr 33 Jan Hällgren, Per-Arne Malmquist: Urban Hydrology Research in Sweden 1978. Swedish Coordinating Committee for Urban Hydrology Research. 1978. 14 sidor.
- nr 34 Bo Lind, Göte Nordin: Geohydrologi och vegetation i Dalen 5, Karlskoga. 1978. 63 sidor.
- nr 35 Eivor Bucht, Bo Lind: Metodfrågor vid naturanpassad stadsplanering - erfarenheter från studie i Karlskoga. 1978. 65 sidor.
- nr 36 Anders Sjöberg, Jan Lundgren, Thomas Asp, Henriette Melin: Manual för ILLUDAS (version S2). Ett datorprogram för dimensionering och analys av dagvattensystem. 1979. 67 sidor.
- nr 37 Per-Arne Malmquist m fl: Papers on Urban Hydrologi 1977-78. 99 sidor.
- nr 38 Viktor Arnell, Per-Arne Malmquist, Bo-Göran Lindquist, Gilbert Svensson: Uppsatser om Dagvattenteknik. 1978. 30 sidor.
- nr 39 Bo Lind: Dagvatteninfiltration - förutsättningar inom ett bergsområde, Östra Gårdsten i Göteborg. 1979. 32 sidor.
- nr 40 Per-Arne Malmquist (red.): Geohydrologiska forskningsgruppen 1972-78. Sammanställning av uppnådda resultat. 1979. 96 sidor. Kostnadsfri.
- nr 41 Gilbert Svensson, Kjell Øren: Planeringsmodeller för avloppssystem. NIVA-modellen tillämpad på Torslanda avrinningsområde. 1979. 71 sidor.
- nr 42 Per-Arne Malmquist (red.): Infiltrera dagvatten. Diskussioner och figurer från CTH-seminarium 1979-04-20. 1979. 86 sidor.
- nr 43 Bo Lind: Dagvatteninfiltration - perkolationsanläggning i Halmstad. 1979. 58 sidor.
- nr 44 Viktor Arnell, Thomas Asp: Beräkning av bräddvattenmängder. Nederbördens varaktighet och mängd vid Lundby i Göteborg 1921-1939. 1979. 80 sidor.
- nr 45 Stig Hård, Thomas Holm, Sven Jonasson: Dagvatteninfiltration på grönytor - Litteraturstudie, kunskapssammanställning och hypotes. 1979. 278 sidor.
- nr 46 Per-Arne Malmquist, Per Lindvall: Dräneringsrörs igensättning - en jämförande laboratoriestudie. 1979. 44 sidor.
- nr 47 Per-Arne Malmquist, Gunnar Lannér, Erland Högberg, Per Lindvall: SÖDRA NÄSET - ett exempel på förenklad utformning av gator och dagvattensystem i ett upprustningsområde. 1980.
- nr 48 Viktor Arnell, Håkan Strandner, Gilbert Svensson: Dagvattnets mängd och beskaffenhet i stadsdelen Ryd i Linköping, 1976-77. 1980.
- nr 49 Lars O Ericsson, Stig Hård: Termisk registrering, en metod att kartera markvattenhalt - Termovisionsförsök i klimatkammare. 1980. 65 sidor.

- nr 50 Viktor Arnell: Dimensionering och analys av dagvattensystem. Val av beräkningsmetod. 1980. 56 sidor, 22 figurer.
- nr 51 Lars O Ericsson: Markvattenförhållanden i urbana områden. Slutrapport. Göteborg 1980. 115 sidor.
- nr 52 Olov Holmstrand (red.): Ingenjörsgelogisk kartering. Seminarium 1980-04-17. 110 sidor.
- nr 53 Olov Holmstrand: Lokalt omhändertagande av dagvatten. Sammanfattning av forskning om dagvatteninfiltration vid CTH 1976-79. 90 sidor.
- nr 54 Olov Holmstrand, Bo Lind, Per Lindvall, Lars-Ove Sörman: Perkolationsmagasin i ett lerområde. Lokalt omhändertagande av dagvatten i Bratthammar, Göteborg. 172 sidor.
- nr 55 Erland Högberg, Gunnar Lannér: Gatuplanering i bostadsområden i utlandet. Nya principer och lösningar i Danmark, Holland och England. 1981. 110 sidor.
- nr 56 Sven Lyngfelt: Dimensionering av dagvattensystem. Rationella metoden. 1981. 82 sidor.
- nr 57 Erland Högberg: Samband mellan gatustandard och trafiksäkerhet i bostadsområden. En förstudie. 1981.
- nr 58 Jan A Berntsson: Portryckförändringar och markrörelser orsakade av trädvegetation. 1980. 121 sidor.
- nr 59 Per-Arne Malmquist, Stig Hård: Grundvattenpåverkan av dagvatteninfiltration. 1981.
- nr 60 Annika Lindblad: Infiltrationsmätningar utförda vid Geologiska institutionen, CTH/GU, 1972-80. Sammanställning och statistisk bearbetning. 1981. 78 sidor.
- nr 61 Lars O Ericsson, Stig Hård: Termisk registrering - en metod att kartera markvattenhalt. Slutrapport. 1981. 18 sidor.
- nr 62 Jan Pettersson, Elisabeth Sjöberg: SÖDRA NÄSET - En intervjuundersökning rörande två alternativa upprustningsförslag av gator och dagvattentransport. 1981. 36 sidor.
- nr 63 Olov Holmstrand: Praktisk tillämpning av ingenjörsgelogisk kartering. 1981. 114 sidor.
- nr 64 Anders Sjöberg, Nils Mårtensson: REGNENVELOPEMETODEN. En analys av metodens tillämplighet för dimensionering av ett 2-års perkolationsmagasin. 1982. 29 sidor.
- nr 65 Gösta Lindvall: ENERGIFÖRLUSTER I LEDNINGSBRUNNAR - Litteraturstudie. 1982. 35 sidor.
- nr 66 Per-Arne Malmquist: Lathund för beräkning av Dagvattnets föroreningar. 1982. 32 sidor.
- nr 67 Sven Nyström: Kommuns skadeståndsansvar mot VA-abonnent för översvämningsskador. 1982. 71 sidor.
- nr 68 Sven Lyngfelt, Gilbert Svensson: Dagvattenavrinning från stora urbana områden. Simuleringsmetodik exemplifierat på Göteborgsregionen. 1983. 118 sidor.
- nr 69 Hans Bäckman, Gilbert Svensson: Flödesmätning i avloppsnät med portabla utrustningar. Mätnoggrannhet under kontrollerade förhållanden i en 225 mm:s betongledning. 1983. 51 sidor.
- nr 70 Olov Holmstrand (red): Naturanpassad stadsplanering i Dalen 5, Karlskoga. Erfarenheter av planeringsprocess och teknik under och efter byggandet. 1983. 114 sidor.
- nr 71 Olov Holmstrand (red): Reservvattentäkter. Redovisning av diskussionsdag 1983-05-18. 1983. 115 sidor.
- nr 72 Gilbert Svensson, Håkan Strandner (övers. och bearb.): NIVANETT manual. Ett datorprogram för simulering av flöden i avloppsnät. 1983. 101 sidor.
- nr 73 Gilbert Svensson (red): Byggande, drift och förnyelse av kommunala va-ledningar. -Är driftstörningarna omfattande? -Projekterar vi på bästa sätt? - Var ligger kostnaderna? 1984. 98 sidor.
- nr 74 Hans Bäckman: Avloppsledningar i svenska tätorter i ett historiskt perspektiv. -Ett sammandrag av tekniska förutsättningar, idéer och diskussioner under 1900-talets ledningsbyggande. 1984. 123 sidor.
- nr 75 Ann-Carin Andersson, Olov Holmstrand, Erik Almling, Rolf Rosen, Kjell Söderström: Infiltration och alternativa åtgärder vid grundvattensänkning. Jämförande beskrivningar och val av metoder. 1984. 115 sidor.
- nr 76 Viktor Arnell, Henriette Melin: Rainfall data for the design of sewer detention basins. 1984. 79 sidor.
- nr 77 Hans Bäckman: Överläckning från dag- till spillvattenledningar. Metoder för att påvisa och kvantifiera överläckning samt redovisning av mätresultat från kommunala avloppsnät. 1985. 102 sidor.

- nr 78 Chester Svensson, Göran Sällfors: Beräkning av dimensionerande grundvattentryck. 1. Göteborgsregionen. 1985. 43 sidor.
- nr 79 Jan-Arne Nilsdal: Källaröversvämning i samband med regn. Reflexioner kring ett skadedrabbat bostadsområde i Göteborg. Några förslag på hur förbättrad säkerhet hos kommunala avloppsledningar kan erhållas. 1985. 68 sidor.
- nr 80 Bo Lind, Mats Nyborg: Moränstruktur och hydraulisk konduktivitet. 1986. 55 sidor.
- nr 81 Gösta Lindvall: Energiförluster i ledningsbrunnar. Laboratoriemätningar. 1986. 49 sidor.
- nr 82 Per Warnolf: Jorderosion i rörgravar för VA-ledningar. Laboratorieförsök och litteraturstudie. 1988. 105 sidor.
- nr 83 Bo Lind, Mats Nyborg: Sediment structures and the hydraulic conductivity in till. 1988. 73 sidor.
- nr 84 Chester Svensson: Analys av påverkade grundvattennivåer. 1988. 44 sidor.

VASASTADENS BOKBINDERI AB
GÖTEBORG 1988