

Rapporter och meddelanden nr 77

**Värderingsmodell för naturresurser
Tillämpning på ballasttillgångar**

Examensarbete vid lantmäterilinjen

Anna Sander

Avdelningen för mark- och vattenresurser
Institutionen för anläggning och miljö
KTH, Stockholm

SGU
Sveriges Geologiska Undersökning

Uppsala 1993

Rapporter och meddelanden nr 77

Värderingsmodell för naturresurser
Tillämpning på ballasttillgångar

Examensarbete vid lantmäterilinjen

Anna Sander

Avdelningen för mark- och vattenresurser
Institutionen för anläggning och miljö
KTH, Stockholm

Uppsala 1993

ISBN 91-7158-532-X

ISSN 0349-2176

© Sveriges Geologiska Undersökning

Tryck: Reprocentralen HSC, Uppsala 1993

INNEHÅLL

Förord	3
Sammanfattning.....	5
Summary	6
Zusammenfassung	7
1. INLEDNING	9
1.1. Syfte.....	9
1.2. Metod.....	9
1.3. Rapportens uppläggning	9
2. MILJÖEFFEKTER AV BALLASTINDUSTRIN	11
2.1. Hushållning	11
2.1.1. Grusbrist	11
2.1.2. Grus under grundvattenytan.....	11
2.1.3. Riksintressen	12
2.2. Inverkan på landskapsbild och naturmiljö	12
2.2.1. Påverkan på landskapsbilden	13
2.2.2. Påverkan på naturmiljön.....	13
2.2.2.1. Vattenpåverkan	13
2.2.2.2. Påverkan på luft	15
2.3. Inverkan på människors hälsa och egendom.....	16
2.4. Positiva effekter.....	18
2.5. Åtgärder för att minska de negativa effekterna.....	18
2.5.1. Hushållning.....	18
2.5.2. Lokalisering	19
2.5.3. Tekniska åtgärder	20
2.5.3.1. Buller.....	20
2.5.3.2. Vibrationer, luftstöt vågor	20
2.5.3.3. Luftutsläpp.....	20
2.5.3.4. Utsläpp till mark och vatten	21
2.5.3.5. Avfall.....	21
2.5.3.6. Övrigt	21
2.6. Efterbehandling av täkter.....	22
2.6.1. Exempel på efterbehandling	22
2.6.1.1. Bostadsbebyggelse	22
2.6.1.2. Skapande av vattenytor	23
3. LAGSTIFTNING	24
3.1. Plan- och bygglagen, PBL	24
3.2. Lagen om hushållning med naturresurser m m, NRL	24
3.3. Naturvårdslagen, NVL.....	25
3.4. Miljöskyddslagen, ML.....	25
3.5. Kulturminneslagen.....	26
3.6. Vattenlagen, VL	26
3.7. Slutsats.....	26
4. BESKRIVNING AV FÖRHÅLLANDEN I ÖSTERRIKE.....	27
4.1. Geologi.....	27
4.2. Lagstiftning	28
4.2.1. Fysisk planering och säkrande av grustillgångar	28
4.2.2. Planeringsinstrument	29
4.2.3. Ansökningsförfarande för täktverksamhet	30

5. TEORETISK BESKRIVNING AV VÄRDERINGSMODELLEN.....	32
5.1. Inledning	32
5.2. Översiktlig beskrivning.....	33
5.3. Värderingsmodellen tillämpad på grus- och sandförekomster	34
5.3.1. Principiell produktionsförmåga, (A)	34
5.3.2. Befintliga inskränkningar och restriktioner, (B).....	35
5.3.3. Aktuell produktionsförmåga, (C).....	36
5.3.4. Konfliktbenägenhet, (D).....	36
5.3.4.1. Viktning.....	37
5.3.4.2. Intrågsbedömning.....	37
5.3.5. Matris för skydds- respektive exploateringsvärde, (E)	37
5.3.6. Tillgångens betydelse (F)	39
5.3.7. Känslighet / utsatthet för påverkan (G)	39
5.3.8. Redovisning av resultaten på karta.....	42
6.1. Framtagande av polygonkartan "Exploateringsvärde för ballastmaterial" och tillhörande databanker.....	44
6.2.1. Kodning	45
6.2.2. Konfliktbenägenhet	48
7. ERFARENHETER AV VÄRDERINGSMODELLEN.....	49
7.1. Utvärdering av metoden.....	49
8. JÄMFÖRELSE MED GRUSHUSHÅLLNINGSPLANERING I SVERIGE.....	51
8.1. Grustillgångens egenskaper	51
8.2. Begränsningar i uttagsmöjligheterna	52
8.2.1. Objektiv - subjektiv värdering	54
8.2.2. Numerisk värdering.....	55
8.3. Betydelse och intrång	55
8.4. Intresseavvägning	56
9. ANPASSNING TILL SVENSKA FÖRHÅLLANDEN	58
9.1. Första värderingsomgången	58
9.1.1. Värdering av principiell produktionsförmåga	58
9.1.2. Befintliga inskränkningar i produktionsförmågan	59
9.1.3. Avståndsfaktor, (B2)	62
9.1.4. Bestämning av konfliktbenägenhet	62
9.1.5. Värdering av skyddsvärde och exploateringsvärde.....	62
10. DISKUSSION OCH SLUTSATSER	63
11. KÄLLFÖRTECKNING.....	65
11.1. Referenser	65
11.2. Övrig litteratur.....	66
11.3. Muntliga källor	67

BILAGOR

Bilaga 1 Lagtillämpning

Bilaga 2 Schema över första värderingsomgången

FÖRORD

I rapporten presenteras en modell för värdering av naturresurser med speciell tillämpning på ballastmaterial. Modellen ger ett underlag för planering och beslut angående uttag eller skydd av grus- och bergmaterial, och den kan även användas vid miljökonsekvensbeskrivningar. I rapporten beskrivs också den miljöpåverkan som ballastverksamheten ger upphov till.

Arbetet har till största delen bedrivits vid avdelningen för mark- och vattenresurser vid KTH, Stockholm i form av ett examensarbete vid lantmäterilinjen. Ett studiebesök vid Geologische Bundesanstalt i Wien var värdefullt för förståelsen av modellens uppbyggnad och användning. Ett speciellt tack riktar jag därför till Maria Heinrich och Gerhard Letouzé-Zezula, som varit mycket hjälpsamma och tillmötesgående. Ett tack även till Hans Peter Jeschke i Linz för att han förklarade och visade tillämpningen av värderingsmodellen i Oberösterreich. Stort privat tack till Peter Jacobsson för mat, prat och promenader i Wien.

Under arbetet har jag varit i kontakt med ett stort antal personer med anknytning till ballastbranschen. Börje Bergman, Grus- och makadamföreningen, Ragnar Janson på Länsstyrelsen och Lennart Vilborg på Naturvårdsverket representerar olika intressekategorier, och deras erfarenheter, material och goda råd har varit mycket användbara.

Slutligen vill jag tacka Karin Grånäs vid SGU. Hon kom med idén om att studera värderingsmodellen i ett examensarbete och förmedlade även kontakter med kollegorna i Österrike. Att rapporten trycks i SGU's serie är också Karins förtjänst. Tack även till min handledare Gert Knutsson, vars uppmuntran, kunskaper i ämnet och entusiasm inför projektet varit ett stort stöd under hela arbetet.

Stockholm, juni 1993

Anna Sander

SAMMANFATTNING

I rapporten presenteras en modell för värdering av naturresurser, vilken i den här tillämpningen resulterar i ett underlag för planering och beslut angående skydd eller uttag av ballastmaterial. Som bakgrund beskrivs de miljökonsekvenser ballasthanteringen i samhället ger upphov till. Hushållning med naturgrus diskuteras och lagstiftning som påverkar lokalisering och miljöpåverkan presenteras.

Täktverksamhet påverkar direkt eller indirekt både naturmiljö, landskapsbild och människors hälsa och säkerhet. Ingreppet i landskapet är ofrånkomligt, men tekniska åtgärder kan minska vissa typer av störningar. Buller, damm och luftföroreningar i form av avgaser kommer till stor del från transportererna av materialet, och detta är också ett av de största miljöproblemen inom ballastindustrin. Omfattningen av dessa störningar beror till stor del på täktens lokalisering, vilken i sin tur påverkas av ett flertal faktorer som exempelvis geologi, grundvattenförhållanden, avstånd till bostadsbebyggelse och skyddsvärda natur- och kulturmiljöer. För att styra täktverksamhet till områden som både har minimal påverkan på omgivningen och tillräckliga fysiska förutsättningar för täkt, kan en värderingsmodell för naturresurser användas.

Tyngdpunkten i rapporten ligger på den värderingsmodell för naturresurser som har utvecklats vid Geologische Bundesanstalt i Wien (Pirkl et al, 1991). Värderingsmodellen innebär att ballasttillgångar värderas numeriskt och att detta värde jämförs med värdet av omgivande intressen (vattenförsörjning, natur- och kulturvård, bebyggelse etc). Värderingen resulterar i nyttjandevärden och skyddsvärden för olika områden, vilket markeras på en karta. Kartan används som underlag vid planering, tillståndsgivning och miljökonsekvensbeskrivningar av både myndigheter och exploatörer.

Fördelarna med värderingsmodellen är dess öppenhet, flexibilitet och att den beaktar tillgångens positiva värde för samhället i form av ballastmaterial. Den omfattar vidare både en bedömning av *betydelsen* av omgivande intressen och eventuellt *intrång* i dessa på grund av täktverksamhet. Slutresultatet är en samlad bedömning av täktens betydelse och påverkan, dvs en sammanbindning av värdena för skydd och nyttjande av naturresurserna.

Svårigheter med modellen framträder främst vid värderingen av de omgivande intressena. En subjektiv, numerisk värdering kan misstolkas och missbrukas och är också svårare för värderaren att utföra än en verbal beskrivning och värdering. En annan svårighet är att vissa generaliseringar måste göras vid värderingen av hela kartblad. I Österrike har det visat sig att bra underlagsmaterial och ett geografiskt informationssystem (GIS) är närmast ett krav för att effektivt och användarvänligt kunna samla och bearbeta informationen så att modellen ger resultat av hög kvalitet.

I den ursprungliga modellen beaktas endast tillgångar av grus och sand. I Sverige är det angeläget att öka användningen av alternativa material, och modellen har därför anpassats till att även ta med materialets användbarhet i bedömningen. Eftersom transporter är en viktig miljöpåverkande faktor, har modellen också utökats till att omfatta avstånd mellan täkt och konsument.

Rapporten innehåller vidare en jämförelse med naturresurshushållning i Sverige. Grusinventering och grushushållningsplanering beskrivs och analyseras med avseende på värdering och miljökonsekvenser.

Avslutningsvis redogörs för de slutsatser som kan dras från det bearbetade materialet. Resultaten diskuteras och sammanfattas med utgångspunkt i erfarenheter från användningen i Österrike och jämförelsen med svensk grushushållningsplanering. Värderingsmodellen kan utgöra ett väl underbyggt planerings- och beslutsunderlag, vilket är viktigt för att kunna hävda betydelsen av hushållning med naturresurser i beslutsprocessen.

SUMMARY

In this Master of Science degree project, an Austrian evaluation model for environmental potentials (*Naturraumpotentiale*) is introduced. Its aim is (in this application) to find suitable sites for gravel-pits in the landscape. In the thesis, a background is given to why there is a need for an evaluation model for gravel material. Management with natural resources is discussed and the environmental impacts of aggregate industry are described. Legislation influencing location and environmental impacts is introduced.

Gravel exploitation and industry has a direct or indirect impact on the environment and on man's health and security. The encroachment in the landscape is inevitable, although some disturbances can be avoided by technical measurements. Due to emissions of exhaust gases, dust, noise and road wear and tear, transports of the material is one of the major sources of environmental impact. The location of the gravel pit is a central matter for the extent of those impacts. Factors affecting the location are geology, groundwater conditions, distance to residential areas or protected cultural or green areas. Environmental problems related to aggregate industry are described in the study, as well as measurements to minimizing the problems.

The main point in the study lies in the evaluation model for natural resources, developed at the Geologische Bundesanstalt in Vienna (Pirkl et al, 1991).

In the evaluation model, geological resources are evaluated numerically. This value is compared to values of other environmental potentials in the surrounding such as water supply, protection of nature or cultural sites, dwellings etc. The result of the evaluation is values for use and values for protection for different areas, which are marked on a map. The map is used in land use planning, environment impact assessments and when giving or applying for permissions for gravel pits.

The advantages of the evaluation model is its clearness, its flexibility and the fact that it includes the positive value of gravel as building and constructing material. Further, it contains both an estimate of the importance of surrounding interests and possible encroachments in these interests due to the gravel industry. The result is a judgement of the importance and influence of a gravel pit at a certain location; a connection of values for use and protection of natural resources.

Problems with the model appears at the evaluation of the surrounding interests. A subjective, numerical evaluation may be misinterpreted and misused and is also more difficult for the evaluator to do than a verbal description and evaluation. Another difficulty is that some generalizations have to be done in the evaluation. To gain effectivity, applicability and good results, base information of high quality is necessary. A Geographical Information System is a suitable instrument for keeping and treating the information.

In addition to the theoretical and technical descriptions of the model, there is also a brief summary of the geology, legislation and planning system of Austria. Also the experiences of using this model in Austria are described.

In the original evaluation model, only resources of gravel and sand are taken into account. In Sweden, there is a wish to increase the use of alternative materials such as solid rock, till and waste products. Therefore, the model has been adjusted to also consider the usability of the material. Since the transports strongly affect the environment, the model is completed with an evaluation step of distance between pit and consumer.

The study also includes a comparison with gravel management and planning in Sweden. Gravel inventory, management and planning are described and analyzed regarding evaluation system and evaluation impacts. Finally, conclusions of the studied material are drawn. The re-

sult, that this model could be used for minimizing environmental conflicts connected to gravel business, is discussed and analyzed.

ZUSAMMENFASSUNG

In dieser Diplomarbeit wird ein Bewertungsmodell für Naturraumpotentiale präsentiert. Das Ziel des Bewertungsmodells in diesem Zusammenhang, ist geeignete Lagen für den Abbau von Kies und Sand zu finden. Als Hintergrund werden die Umweltkonsequenzen der Ballastindustrie beschrieben. Die Haushaltung von Kies wird diskutiert und die Gesetzgebung wird präsentiert, die Lokalisierung und Umweltstörungen angeht.

Abbau von Massenrohstoff beeinflusst direkt oder indirekt Natur, Landschaftsbild und Gesundheit der Menschen. Der Eingriff in die Landschaft ist unvermeidlich, aber mit technischen Massnahmen können einige Störungen abgeschwächt werden. Lärm, Staub und Abgasemissionen kommen zu einem grossen Teil von Materialtransporten, und diese bilden auch eins der grössten Umweltprobleme der Ballastindustrie. Der Umfang dieser Störungen ist von der Lage des Abbaus sehr abhängig. Faktoren, die die Lokalisierung stark beeinflussen sind geologische Voraussetzungen, Grundwasserverhältnisse, Nähe zu Siedlungsräume und schutzwerten Natur- und Kulturgebieten. Es gilt darum, der Abbaue dorthin zu steuern, wo erstens minimalen negativen Umgebungseinfluss vorliegen, und zweitens physische Voraussetzungen günstig sind. Dafür kann ein Bewertungsmodell für Naturraumpotentiale verwendet werden.

Die Schwerpunkt dieser Studie liegt in einem Bewertungsmodell für Naturraumpotentiale, das von der Geologische Bundesanstalt in Wien entwickelt worden ist (Pirkl et al, 1991). In dem Bewertungsmodell werden Rohstoffpotentiale zahlenmässig bewertet, und diese Werte werden mit den Werten von anderen Teilpotentialen (Wasserversorgung, Natur- und Kulturschutz, Siedlungen usw) verglichen. Das Ergebnis der Bewertung sind Aussagen über Schutz- und Sicherungswürdigkeit für verschiedene Gebiete, die auf einer Karte markiert werden. Die Karte kommt bei Raumplanung, Genehmigungsverfahren und Umweltverträglichkeitsprüfungen zur Anwendung.

Die Vorteile des Bewertungsmodells sind die Flexibilität, die Nachvollziehbarkeit und die Tatsache, dass es den positiven Wert von Kies für die Gesellschaft (als Baurohstoff) berücksichtigt. Es umfasst auch eine Schätzung von sowohl der Bedeutung von anderen Teilnaturraumpotentialen als auch den eventuellen Beeinträchtigungen dieser Potentiale durch den Abbau. Das Ergebnis ist eine mehrstufige Aussage über die planerische Sicherungswürdigkeit von Schottervorkommen. Einerseits Leistungsfähigkeit und Bedeutung des Abbaus, andererseits Konflikträchtigkeit und Empfindlichkeit, gehen gleichgewichtet in die Berechnung ein und werden in einer Matrix zusammengeknüpft.

Die Probleme treten vor allem bei der Bewertung der anderen Teilpotentiale auf. Eine subjektive, numerische Bewertung kann missdeutet und missbraucht werden und ist für den Bearbeiter auch schwieriger zu machen als eine verbale Beschreibung und Bewertung. Ein anderes Problem ist, dass bei der Bewertung gewisse Generalisierungen gemacht werden müssen. Für Brauchbarkeit, Effektivität und gutes Resultat sind Unterlagen von hohen Qualität erforderlich. Ein Geographisches Informationssystem (GIS) ist dafür sehr zweckdienlich, da dort sowohl Lagerung von Grunddaten als auch deren Bearbeitung in dem Modell gemacht werden kann.

In dem ursprünglichen Modell werden nur Potentiale von Kies und Sand berücksichtigt. In Schweden, es ist wichtig den die Verwendung von natürlichem Kies auf Kosten von alternativen Materialien zu vermindern. Deswegen, das Modell ist so angepasst, dass auch Verwendbarkeit und der Materialbedarf berücksichtigt werden kann. Transporte sind immer mit grossen Umweltstörungen verbunden, und das Modell ist aus diesem Grund erweitert worden um auch den Abstand zwischen Abbau und Verbrauch zu umfassen.

Die Diplomarbeit umfasst auch einem Vergleich mit Haushaltungsplanung von Kies in Schweden. Inventur und Haushaltungsplanung werden beschrieben und in Hinsicht auf Bewertung und Umweltkonsequenzen analysiert.

Schliesslich werden Schlussfolgerungen des durchgesichteten Materials gezogen. Die Ergebnisse werden zusammengefasst und ausgegangen von Erfahrungen von der Anwendung in Österreich und Schwedische Verhältnisse diskutiert.

1. INLEDNING

1.1. Syfte

Syftet med arbetet är

- Att redovisa miljöeffekterna av ballastindustrins verksamhet
- Att beskriva en österrikisk modell för värdering av naturresurser och andra miljöfaktorer samt dess tillämpning på grus- och sandtillgångar
- Att redovisa för- och nackdelar, kvaliteter och brister med modellen
- Att undersöka om, och i så fall hur, modellen skulle kunna anpassas till svenska förhållanden

1.2. Metod

Arbetet har bestått av litteraturstudier, intervjuer och studiebesök, och det inleddes med en kartläggning av miljöeffekterna i ballastindustrin. Litteraturstudier och genomgång av Grus- och makadamföreningens pressklippssamling bidrog till denna sammanställning, liksom intervjuer med myndigheter och företrädare för ballastindustrin.

Därefter följde teoretiska studier av den österrikiska värderingsmodellen och jämförelser med svensk grushushållningsplanering. Material från Geologische Bundesanstalt i Wien, Sveriges Geologiska Undersökning och Statens Naturvårdsverk användes för jämförelsen.

Under studiebesök i Wien och Linz demonstrerades den praktiska tillämpningen av värderingsmodellen av dem som utvecklat modellen. Intervjuer samt ytterligare material därifrån bidrog sedan till att en anpassning av metoden till svenska förhållanden kunde göras.

Arbetet har till största delen bedrivits självständigt, men kontakter med myndigheter och ballastbranschen har varit till stor nytta. Studiebesök har gjorts på krossverk, berg- och grustäkter.

1.3. Rapportens uppläggning

Rapporten är indelad i tio kapitel. Efter inledningen i kapitel 1 ges i kapitel 2 en analys av miljöeffekterna inom ballastindustrin och åtgärder för att förhindra dessa.

I kapitel 3 redogörs för den svenska lagstiftningen som är anknuten till ballastverksamheten. Tillämpningar, möjligheter och begränsningar i lagstiftningen beskrivs.

De förutsättningar och problem som diskuterats i kapitel 2 och 3 visar att det behövs metoder och arbetsätt för att systematiskt väga samman en rad aspekter på ballsthanteringen. Miljökonsekvenser av den industriella verksamheten och grusformationens värde som naturobjekt, för grundvattenförsörjning och för ballasttillgången måste ses i ett sammanhang för att en samlad bedömning ska kunna göras. En metod att göra en sådan samlad bedömning utgör den värderingsmodell för naturresurser som används för exempelvis grushushållningsplanering i Österrike. I kapitel 4 beskrivs de geologiska och juridiskt-administrativa förutsättningarna för grushushållningsplanering i Österrike.

I kapitel 5 beskrivs den österrikiska värderingsmodellen teoretiskt, och ingående begrepp förklaras. En tillämpning av modellen på grustillgångar ingår i kapitlet. I avsnitt 6 följer en beskrivning av hur modellen fungerar tekniskt när den används i Österrike. Det geografiska informationssystemets möjligheter redovisas, även här med tillämpning på grusresurser. I kapitel 7 redogörs för de erfarenheter man har av värderingsmodellen i Österrike.

I de två nästkommande kapitlen, 7 och 8, görs dels en jämförelse mellan värderingsmodellen och det system som i Sverige används för grushushållningsplanering, dels redovisas ett förslag till hur modellen kan anpassas till detta system. Med utgångspunkt från mål och riktlinjer som gäller i Sverige föreslås vissa justeringar, och de beskrivs i kapitel 8.

Rapportens avslutas med en diskussion som redovisar de slutsatser som kommit fram under arbetet.

2. MILJÖEFFEKTER AV BALLASTINDUSTRIN

Verksamheten med grus, bergkross och andra ballastmaterial orsakar miljöstörningar av olika slag. I detta avsnitt beskrivs de störningar som uppkommer. Det ska ses som en genomgång av de viktigaste problemen som nämns i litteraturen. Ytterligare problem kan förekomma i det enskilda fallet, men de som beskrivs här har en allmängiltig karaktär. Vilborg (1992) delar in miljöeffekterna i tre grupper, och den indelningen är lämplig att följa även här.

- Hushållning
- Inverkan på landskapsbild och naturmiljö
- Inverkan på människors hälsa och säkerhet

I detta kapitel beskrivs kortfattat även de positiva miljöeffekter som kan uppstå. Avslutningsvis redogörs för vilka åtgärder som kan vidtas för att minska de negativa effekterna.

2.1. Hushållning

2.1.1. Grusbrist

På många håll i landet är naturgrustillgångarna begränsade och i några regioner råder grusbrist nära förbrukningscentrum. Det innebär dels att alternativa material som exempelvis bergkross används mer, dels att trycket ökar på de naturgrustillgångar som finns kvar. Dessa har ofta sparats till sist på grund av höga natur- eller kulturvärden, och risken finns alltså att konflikter med andra intressen blir vanligare. Grusbristen innebär också att transportererna av det naturgrus som trots allt behövs blir längre. Ökat transportarbete innebär högre utsläpp och mer buller. Transporterna utgör totalt sett ett av de största miljöproblemen med ballastindustrin (Vilborg, 1992).

Förskjutningen mot bergkross och i viss mån morän innebär att mobila krossar ofta ställs upp i täkterna. Eftersom de är flyttbara blir det lönsamt att utvinna även mindre förekomster. Krossarna är dock inte tillståndspliktiga, och de kan därför orsaka störningar för omgivningen utan att det finns någon möjlighet att ingripa. (Enligt miljöskyddsförordningen 19 § och punkterna 29.02C och 36.10C är krossanläggningar och små bergtäkter endast anmälningspliktiga.) Bergtäkter orsakar normalt mer buller och andra störningar än naturgrustäkter. Vilka störningar som uppkommer beskrivs i avsnitt 2.2.

2.1.2. Grus under grundvattenytan

Grusbristen har lett till att grus börjat utvinnas även under grundvattenytan. Ur hushållningssynpunkt kan det ses som positivt att befintliga täkter nyttjas fullt ut istället för att nya öppnas. Även med tanke på gjorda investeringar är det fördelaktigt att ta ut maximalt med material.

Invändningarna mot grusutvinning under grundvattenytan är av två slag. Dels finns en oro för den eventuellt ökade risken för grundvattenförändringar (föroreningar, minskning av akvifärer, ändrade strömningsförhållanden m m), dels anförs en annan synvinkel på vad god hushållning kan innebära. Man kan se det grus som finns kvar under grundvattenytan som en reserv för framtida behov, och det bör därför sparas för de ändamål det verkligen är nödvän-

digt för. Risken är att "onödigt bra" material används direkt eftersom det finns tillgång till det, men att framtida handlingsmöjligheter begränsas. En snabbare övergång till bergmaterial tvingas fram om man låter bli att utnyttja tillgångarna under grundvattenytan.

I naturvårdsverkets allmänna råd för grushushållningsplanering anges att grus under grundvattenytan bör nyttjas så långt som möjligt (SNV, 1987). I SGUs grusinventering markeras områden med *goda eller måttligt goda* möjligheter för täkt under grundvattenytan. Dessa är normalt inte volymsberäknade. Enligt SNV är främst områden med goda förutsättningar för att finna grus under grundvattenytan betydelsefulla för materialförsörjningen. I grusbristområden kan även områden med måttligt goda förutsättningar bli aktuella för utvinning.

2.1.3. Riksintressen

Fram till år 1990 hade i Sverige 425 områden med lösa avlagringar förklarats vara av riksintresse för naturvård och friluftsliv (SNV, 1990b). Dessa är därmed skyddade mot exploatering genom naturresurslagen. Det är däremot osäkert om en grusavlagring eller motsvarande material kan anses vara av riksintresse ur materialförsörjningssynpunkt. Detta skulle innebära att annan verksamhet som vägar och bebyggelse inte får komma till stånd, såvida inte de också utgör riksintresse. I sådana fall ska en avvägning ske så att en långsiktigt god hushållning främjas (SFS, 1987:247 2 kap 10 §). Även transportaspekten är en grund till att grusavlagringar i allmänhet inte kan betraktas som riksintresse. Endast mycket speciella kvaliteter kan transporteras längre än vad som motsvarar ett lokalt eller regionalt intresse.

Mot riksintresseförklaring anförs även det faktum att det finns goda alternativ till naturgrus som i första hand bör utnyttjas. Eftersom det i många fall går lika bra att använda alternativa material kan inte grus vara ett riksintresse ur försörjningssynpunkt. Det skulle snarare leda till att grustillgångarnas exploatering legitimeras och att stora natur- och kulturvärden går förlorade. Detta är därför inte långsiktigt god hushållning enligt naturresurslagens intentioner (Jansson, M, muntlig uppgift).

Grusavlagringar är mycket viktiga landskapselement för vattenförsörjningen, men det räknas i allmänhet som ett lokalt eller regionalt intresse. Därigenom har de en svagare ställning i förhållande till riksintressen som gäller samma område (t ex naturvård, kulturmiljö). Naturresurslagens allmänna hushållningsbestämmelser samt politisk vilja och medvetenhet i kommunerna, får istället en avgörande betydelse (Lind, Malbert, 1988).

2.2. Inverkan på landskapsbild och naturmiljö

Här ingår i förlängningen även effekter på kulturmiljö, friluftsliv och bebyggelse.

Landskapets kulturhistoriska objekt representerar värden, som inte kan ersättas sedan kulturlandskapet exploaterats för andra ändamål. Både natur- och kulturminnesvärden syftar till att ge ett historiskt perspektiv på hur landskapet ser ut idag (SIND, 1980). En grusexploatering innebär i detta avseende en oåterkallelig förändring, även om andra, i sig värdefulla, miljöer kan skapas med en god efterbehandling av täkterna.

I SGU's grusdataarkiv är grustillgångarna klassificerade efter naturvårdsklass. Det innebär att man tagit hänsyn till områdets värde ur exempelvis geovetenskapliga och biologiska synvinklar. Även friluftslivets intressen och betydelsen för forskning och utbildning finns med bland faktorerna som beaktas. Den volym som återstår sedan dessa begränsningar samt bebyggelse, allmänna vägar och skyddsområden tagits med i beräkningen kallas *teoretiskt ut-*

tagbar volym (SNV,1987). Klassificeringen syftar till att undvika täkter i, ur naturvårdssynpunkt, känsliga områden:

klass I	Fyndigheter som från naturmiljösynpunkt ovillkorligen bör undantas från exploatering för all framtid
klass II	Fyndigheter som fordrar särskild uppmärksamhet från länsstyrelsens sida vid prövning av ansökan om täktillstånd
klass III	Fyndigheter för vilka länsstyrelsen kan lämna täktillstånd efter prövning av föreskriven ansökan

2.2.1. Påverkan på landskapsbilden

En täkt innebär ett stort ingrepp i miljön. Resultatet är *djupa inskärningar i terrängformerna eller i extrema fall att hela formationen grävs bort* (Vilborg,1992). Så länge täkten pågår kommer "såret" att bestå, men med kontinuerlig efterbehandling kan man mildra det störande synintrycket. Tidigare natur- och kulturvärden är däremot utplånade.

Förfulande upplag av diverse material förstärker intrycket av störande verksamhet. Upplagen kan innehålla överskottsmassor från brytningen, exempelvis skrotsten och annat ofyndigt material. Även annat avfall såsom maskindelar, kasserade filter m m kan lagras i täktområdet.

2.2.2. Påverkan på naturmiljön

2.2.2.1. Vattenpåverkan

Grusåsar är mycket viktiga ur vattenförsörjningssynpunkt. Närmare 50 % av vattenförsörjningen utgörs av naturligt eller konstgjort grundvatten (Lind, Malbert, 1988). Dels tas grundvattnet direkt ur åsens akvifer, dels används de genomsläppliga gruslagren för konstgjord grundvattenbildning, då ytvatten filtreras genom avlagringen. Även för återinfiltration behövs mäktiga gruslager för att avlägsna för höga halter av järn, mangan och humus.

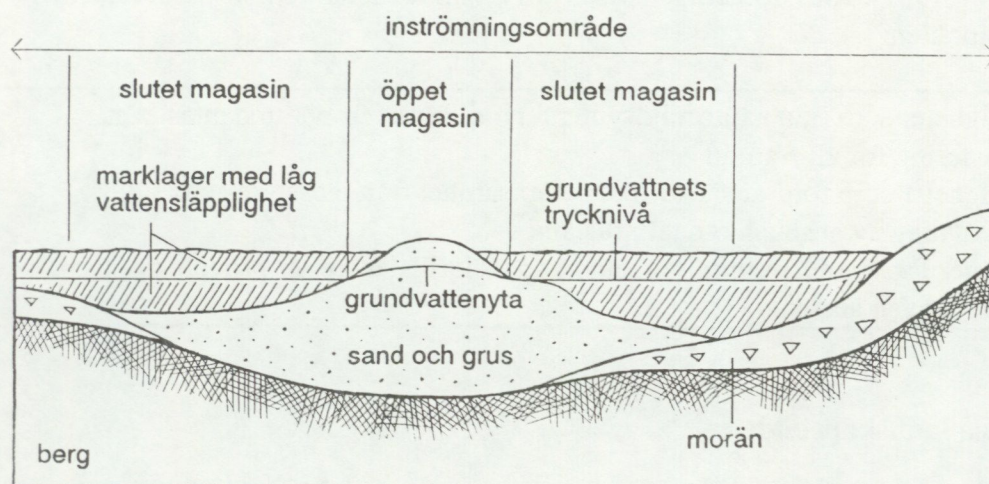
För att skydda vattentäkter fastställs skyddszoner kring dem. Den inre skyddszonen sträcker sig några hundra meter kring uttagspunkten och inom denna får grustäkt inte bedrivas längre än till tre meter över högsta grundvattennivån. Det yttre skyddsområdet omfattar ofta hela tillrinningsområdet och täkt får bedrivas till en meter över grundvattennivån.

Grustäkt och grundvattentäkt i samma avlagring är alltså inte alltid oförenliga. Om vattnets strömningsförhållanden samt åsens uppbyggnad och materialsammansättning är kända faktorer, kan grustäkt bedrivas relativt nära grundvattentäkt.

Påverkan på vatten kan uppkomma på flera sätt i ett täktområde:

- *föroreningar från spill av petroleumprodukter, sprängmedel (vid läckage), kemikalier från asfaltstillverkning*
- *föroreningar av nitroösa gaser som bildas vid sprängning av berg*
- *saltläckage från salt som används för att binda fukt på vägar och planer*
- *avloppsvatten från sanitära installationer*
- *grundvattensänkning på grund av strypt tillrinning eller bortledning av vatten*

Det är främst inströmningsområden med litet skydd av täckande finkorniga jordlager som måste skyddas mot föroreningar, se figur 1 (SNV,1990a).



Figur 1: Grundvattenmagasin i ås. I det öppna magasinet finns risk för föroreningar vid täktverksamhet. (Från SNV, "Grundvattentäkter: skyddsområden - skyddsföreskrifter").

Finska vatten- och miljöstyrelsen har gjort undersökningar av hur grundvattnet påverkas när marksubstanser avlägsnas (Hatva, 1991). Följande allmänna och observerade kvalitetsförändringar anges:

Allmänt:

- känsligheten för yttre påverkan, till exempel sur nederbörd och antropogen påverkan, ökar
- variationerna i grundvattennivån ökar
- grundvattenbildningen ökar 10-15 %

Förändringar i grundvattnets beskaffenhet

- surt regnvatten urlakar mineralämnena. Halterna av klorid, nitrat, sulfat, kalcium och magnesium ökar, liksom konduktiviteten
- grundvattnets försurningsprocess blir snabbare
- syrehalten ökar
- variationerna i vattenbeskaffenheten ökar
- bakterier och virus kan förekomma

De ökade halterna är dock små vid en jämförelse med finska medicinalstyrelsens gränsvärden.

Man har även undersökt grustäktsjöar, d v s grustäkter under grundvattenytan. Vattnets beskaffenhet varierar här på ett sätt som är kännetecknande för ytvatten. Ju mer grundvatten som rinner genom täktsjön, desto mindre variationer finns. Täktsjöar, där det inte sker någon genomströmning alls är till sina egenskaper mycket lika ytvattenförekomsterna. De faktorer som inverkar på tillståndet i täktsjön är:

- grundvattnets sammansättning i tækten (regionala och lokala skillnader)
- täktsjöns placering i grusformationen och grundvattenströmningens styrka
- täktsjöns djup, areal och form
- närområdet till täktsjön, ytavrinningens mängd och kvalitet

Det är den hydrauliska samverkan mellan grundvattenmagasinet och grustäktssjön som bildas som avgör hur flödena påverkas (Grånäs, 1991). De faktorer som bestämmer grundvattenflödet är

- *förhållandet mellan a, djupet på sjön och b, djupet på grundvattenakviferen*
- *uppslamning*

En kraftig uppslamning följer i samband med brytningen, men eftersom svenska åsar är genomsläppliga är någon total igensättning av täktsjöar inte att vänta i Sverige.

Riskerna för att grundvattenflödet ska påverkas av täkt under grundvattenytan finns också belysta i utredningar från Uppsala universitet och Chalmers Tekniska Högskola (Landberg, J. 1982 i Vilborg, 1992). Enligt dessa påverkas flödena bara imaginellt. En annan aspekt är dock att det på en fri grundvattenyta går lättare att upptäcka och avlägsna exempelvis oljespill än i en traditionell täkt (Ahlgren, muntlig uppgift). Enligt Vilborg (1992) kan luftningsprocessen till och med förbättra vattenbeskaffenheten då grundvattnet kommer i kontakt med luften. I kommunerna finns en utbredd uppfattning att täkt under grundvattenytan innebär ökad risk för att grundvattnet förorenas i och med att det filtrerande gruslagret tas bort, och det har därför inte praktiserats i någon större utsträckning i Sverige (Janson, R, muntlig uppgift). I vissa län har man dock kommit längre med verksamheten under grundvattenytan.

2.2.2.2. Påverkan på luft

Utsläppen till luften består framför allt av damm och avgaser.

Damning uppkommer vid hantering av stenmaterial och problemen orsakas därför av de flesta arbetsmomenten i täkten eller krossen. Problemen är störst vid bergtäkter eftersom behovet av krossning är större där än vid grustäkter. Speciellt dammalstrande är borrhning, tippning i förkrossen, krossning, bandtransportering, hantering i upplag, lastning samt transporter inom och utom täktområdet.

Störningarna är mycket beroende av väderleksförhållandena. Torrt väder och kraftig vind innebär att stora mängder damm kan spridas och lägga sig på omgivande växtlighet och bebyggelse. Flera hundra ton stoft kan årligen släppas ut från en normalstor bergkrossanläggning om man inte vidtar några speciella miljöskyddsåtgärder.

Även vid lastbilstransporterna kan stora mängder damm spridas. De utgör förutom en miljöfara ibland även en risk för trafiksäkerheten.

Avgasutsläppen från transportfordon och maskiner har beräknats översiktligt och redovisas i Vilborg (1992). Transporterna sker till 90% med tunga dieseldrivna lastbilar vilket motsvarar 8% av den sträcka tunga fordon i Sverige svarade för under 1990. För de kortare transporterna var andelen dock större; ca 30%. Siffrorna i tabell 1 är hämtade från Vilborg (1992) och SCB. Vid val av emissionsfaktorer har man räknat med att fordonet går fullastat i ena riktningen och tomt i den andra.

Tabell 1. Luftutsläpp från transporter med täktmaterial (1990)

Ämne	emissionsfaktor (g/km)	utsläpp 1990 (ton)	andel av totala utsläpp i Sverige
koldioxid	1000	315 000	0,5 %
kolmonoxid	6	1 890	uppgift saknas
kväveoxider	18	5 670	1,4%
aromatiska kolväten	1,5	472,5	uppgift saknas

De problem som orsakas av transporterna mellan täkt och kund utgör ett av de allra största miljöproblemen med ballastindustrin. Påverkan är stor både på människors hälsa och naturmiljön. Myndigheterna har inte tillräckligt stöd i lagstiftningen för att styra transporterna, eftersom miljöskyddslagen bara gäller själva anläggningen. Materialet i sig är förhållandevis billigt, och längre transportavstånd är därför ekonomiskt acceptabla. En tillämpning av naturresurslagens bestämmelser vid lokaliseringen bör naturligtvis göras, men transportfrågans betydelse har inte varit avgörande (Vilborg, muntlig uppgift). Även i miljökonsekvensbeskrivningen enligt miljöskyddslagen kan omfattningen av interna och externa transporter behöva belysas. Uppenbarligen räcker dock inte detta för att komma åt transportproblemet.

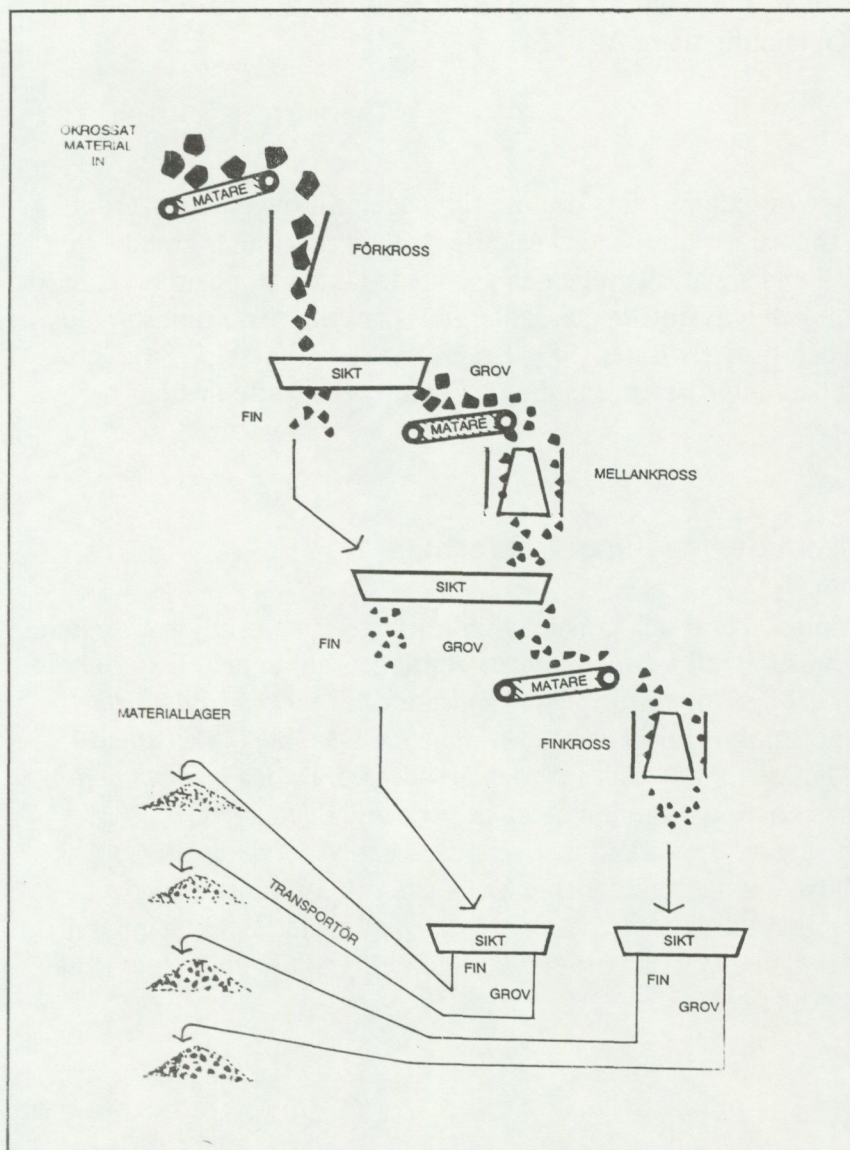
Normalt åtgår fyra gånger mer energi för de externa transporterna än för framställningen av materialet. I extremfall kan den siffran vara 25 gånger mer!

Transporterna bör om möjligt gå på järnväg eller med båt. I den översiktliga planeringen kan centralt belägna hamn- och industriområden reserveras för detta ändamål, vilket är aktuellt i Hornsberg, Stockholm. Genom detta kan betydande vinster göras både i drivmedelsförbrukning (46%-55%), tid (1 båttransport kan motsvara 86 lastbilstransporter) och transportsträckor. Härtill kommer minskat vägslitage, lägre olycksfallsrisker, lägre miljöbelastning och färre täkter genom att de billigare båttransporterna möjliggör betydligt större distributionsområden vilket gynnar färre och större täkter (Vilborg, 1992). I de fall lastbilstransporter används bör man planera så att returtransporter kan utnyttjas så mycket som möjligt.

2.3. Inverkan på människors hälsa och egendom

Luftföroreningar har behandrats i avsnitt 2.2.2.2.

Störande **buller** kommer från flera av aktiviteterna inom en täkt och från krossverk. Bullret är normalt mindre från grustäkter än bergtäkter eftersom krossning inte sker i lika stor omfattning där. Bullret uppstår vid lastning, tippning, spräckning av stenblock, fläktar och siktning. Även de interna transporterna upplevs ofta som störande. Speciellt störande kan den så kallade skuthanteringens vara. Då slås blocket i mindre bitar av en hydraulhammare eller så sönderdelas det genom borning och sprängning. Figur 2 visar en skiss av de olika arbetsmomenten i en bergtäkt med krossanläggning.



Figur 2. Flödesschema vid ett bergkrossverk. (Från SNV, 1992.)

Vibrationer uppkommer vid sprängning och orsakar i första hand störningar inomhus. Vibrationerna kan förstärkas i vissa byggnadskonstruktioner genom egensvängning. Överföringen till byggnader är beroende av dels vibrationsvågornas hastighet, frekvens och våglängd, dels byggnadens grundläggning och konstruktion (SNV, 1992). Markvibrationernas storlek bestäms främst av avståndet till sprängplatsen, mängden laddningsmängd som detonerar samtidigt samt dämpning i form av sprickzoner eller dämpande jordarter.

Vid sprängning alstras också en **luftstötvåg** när luftmassan runt sprängplatsen sätts i rörelse. Inomhus upplevs luftstövågen som den mest påtagliga störningen genom att fönstren skallar. Försiktighetsåtgärderna är desamma som för markvibrationer, men för utbredningen av luftstövågor har även vädret en stor betydelse, speciellt skiktningar i luften.

Stenkast, vilket innebär att stenar kastas iväg långa sträckor, förekommer vid sprängningar i bergtäkt. Orsakerna kan vara många: felberäknad tändplan, för stor laddningsmängd, sprickor i berget som ger varierande motståndsförmåga eller att ytan inte rensats från lösa block.

Radon är en ädelgas som bildas vid sönderfall av främst uran och torium, vilka förekommer i varierande mängd i berggrunden. Mängden radon som avgår skiftar med berggrundens sammansättning och genomsläpplighet, markfuktighet, klimatologiska faktorer och lufttryck. När berget krossas ökar risken för radonavgång. Mängden radon avtar inte inom överskådlig tid.

Gränsvärdena för vilken radioaktivitet som kan accepteras i krossmaterial är inte fastställda; de gränser som finns avser radon-dotterhalt i nybyggda respektive befintliga hus. Det ställs olika krav på materialet beroende på om det ska användas i stor mängd, exempelvis i väggar eller golv, eller endast för yttertrappor, inredningsdetaljer eller andra ändamål där det bara behövs en liten mängd material. Mätning av gamma- och radiumindex bör göras i fält.

Används naturgrus som byggnadsmaterial finns ingen risk för skadliga radonhalter på grund av detta material (Åkerblom, G, muntlig uppgift).

2.4. Positiva effekter

De positiva effekter som nämns i litteraturen är - förutom tillgången till byggnadsmaterial - lyckade efterbehandlingslandskap samt bättre vattenbeskaffenhet vid täkt under grundvattenytan. Efterbehandlingen syftar bland annat till att ge den avslutade täkten ett positivt värde för miljön. Det finns flera exempel på hur avslutade täkter har gjorts om till rekreationsområden, bostadsområden, sjöar för bad och fiske (Nilsson,1984; Eriksson,1984; Glassel,1984). Detta diskuteras och exemplifieras senare i uppsatsen, avsnitt 2.6. Vattnets beskaffenhet har berörts tidigare.

2.5. Åtgärder för att minska de negativa effekterna

Den mest påtagliga konsekvensen av berg- och grustäkter är intrånget i naturmiljön eftersom det är irreversibelt. Genom en omsorgsfull *lokalisering* kan intrångets störande effekter göras så små som möjligt. När täkten väl har kommit igång är det framför allt *tekniska åtgärder* som kan förhindra och lindra miljöstörningarna från verksamheten. Då täkten är avslutad finns möjligheter att få ett nytt landskap med andra värden än tidigare. Denna *efterbehandling* bör planeras i god tid och utföras kontinuerligt under det att verksamheten pågår.

I det här avsnittet beskrivs de åtgärder som kan vidtas i olika skeden av täktens livscykel. Inledningsvis redogörs för de hushållningsåtgärder som kan vidtas för att minska behovet av grusmaterial och därmed även miljökonsekvenserna. Större delen av materialet är hämtat ur SNVs "branschfakta: bergtäkt, berg- och gruskrossverk", (1992), Uppsala Kommuns grushushållningsplan (1992) samt Vilborg (1992).

2.5.1. Hushållning

Den mest effektiva åtgärden för att minska de negativa effekterna av grus- och bergtäkter är att minska behovet av ursprungligt material. Det åstadkoms huvudsakligen genom två aktiviteter:

- *Planering för massbalans*
- *Ökad massåtervinning*

Den tredje åtgärden för att nå bättre hushållning med grusresurserna är *övergång till alternativa material*. Förutsättningarna att klara behovet av grusmaterial är störst om alla de tre föreslagna åtgärderna kombineras.

Planering för massbalans i nya byggprojekt innebär att behovet av nytt material från täkt minskar eftersom schakt- och sprängmassor kan användas i stället. Även transportarbetet kan minskas avsevärt eftersom behovet av externa transporter i stort sett elimineras.

Massåtervinning innebär att material som inte behövs på en plats kan fraktas bort och användas av någon annan i stället för att läggas på tipp. Verksamheten för massåtervinning är utrymmeskrävande, och områden för detta ändamål (s k massåtervinningsstationer) måste planeras i god tid. Med förbättrade förutsättningar för masshantering skulle återvinningen kunna fördubblas (Uppsala Kommun, 1992).

Alternativa material utgörs främst av bergkross och morän. Berg är också en naturresurs som inte förnyas. Tillgången är dock mycket stor, och inte som naturgrus koncentrerad till begränsade ås- och deltaområden. Ett långsiktigt planeringsperspektiv är ändå motiverat för att områden som är lämpliga för täkt ska finnas tillgängliga även i framtiden.

Ytterligare en möjlighet att främja god hushållning är *ekonomiska incitament*. Detta kan dels införas som differentierade tippavgifter vid återvinningstationer, dels som en miljöavgift på naturgrusuttag (Bylander, 1992). Det skulle betona nödvändigheten av hushållning med naturgrus och samtidigt öka krossbermaterialets konkurrenskraft.

2.5.2. Lokalisering

Täktverksamhetens art - "ett nödvändigt ont" - gör att man gärna vill ha täkterna långt från bebyggelsen för att minska störningarna, men ekonomiskt är det mycket ofördelaktigt med långa transporter mellan täkt och kundens användningsort. Dessutom måste hänsyn tas till naturvård och vattenförsörjningsintressen. Exempelvis vill Uppsala kommun gärna ha en bergtäkt söder om Uppsala, där den framtida exploateringen väntas ske (Uppsala kommun, 1992). Lokaliseringsbeslutet kan bli ett val mellan följande alternativ:

- a, lokalisering i en expansiv del av kommunen där många människor störs av tükten men med mindre miljöpåverkan i form av transporter
- b, lokalisering i en glest befolkad kommunedel där få påverkas av störningarna men transporternas miljöpåverkan blir större

Till detta kommer också intrång i naturmiljön, vilket dock inte har något direkt samband med förekomsten av tätbefolkade områden. Sådana områden med höga naturvärden kan naturligtvis finnas i både glest och tätt befolkade kommundelar.

Lokaliseringsproblemet förstärks ytterligare av att folkopinionen är starkare i tätbefolkade delar (Andersson, 1992), medan ekonomin talar för en lokalisering just i detta område. Idealet, ett avskilt läge nära användningsområdet med goda geologiska förhållanden är svårt att finna. Enligt Jansson (Entreprenad, 1991), är kommunerna idag ofta negativa till täkter inom den egna kommunen, men ser gärna att grannkommunerna ger tillstånd. Vad som då glöms bort är att kommunen själv är storkonsument av ballastmaterial och att ett nej kan innebära störningar i trafiken av ett slag som man inte förutsett. De stora investeringar i infrastrukturen som statsmakterna har aviserat kommer att ställa mycket stora krav på materialförsörjningen, och det är därför mycket angeläget att minska materialtransporterna så mycket som möjligt, hävdar Jansson och Carlsson (Entreprenad, 1991).

Lokaliseringen av täkter och hamnar i strandnära områden - vilket skulle gynna båttransporter - försvåras bland annat av strandskyddsbestämmelserna samt natur- och friluftsintrussen. Det finns ett fåtal täkter längs den svenska kusten. Fler täkter vid kusten skulle ekonomiskt och miljömässigt vara bra bland annat för exportändamål (Bergman, 1992). Enligt naturresurslagen 3:2 skall dock turismens och det rörliga friluftslivets intressen särskilt beaktas vid bedömningen av tillåtligheten av exploateringsföretag. Då en verksamhet av denna typ (bergtäkt och krossanläggning) vanligtvis upplevs som mycket störande av befolkningen, är det svårt att hävda att NRL:s hushållningsbestämmelser kan medföra företräde för bergtükten. Endast i redan etablerade industriområden längs stranden finns idag möjligheter till nya störande anläggningar.

Med hänsyn till god landskapsvård och naturresurshushållning är det angeläget att minska antalet täkter, och det innebär att tükterna blir stora (Wikström, 1984). Lokaler med tillräck-

liga mängder material av god kvalitet är sålunda ännu en viktig förutsättning som ska tas med i avvägningen mellan olika intressen. Antalet täkter har under perioden 1982-1992 minskat med 27%, och antalet kommer sannolikt att minska ytterligare allt eftersom fler små täkter avslutas och efterbehandlas (Vilborg,1992).

I kapitel 8 av denna uppsats beskrivs metoder för grushushållningsplanering i Sverige. Där intar lokaliseringsfrågan en central plats.

2.5.3. Tekniska åtgärder

I täkttillståndet anger länsstyrelsen de villkor som måste uppfyllas för att verksamheten ska få bedrivas. De åtgärder som beskrivs i det här kapitlet utgör ofta sådana villkor.

2.5.3.1. Buller

Buller är generellt sett svårt att begränsa. Verksamheten bör klara de riktlinjer som finns för externt industribuller (SNV AR 1978:5). Vanligtvis är det möjligt att dämpa bullret från verksamheten på större avstånd än 200 meter. För att minska buller från krossningen är det viktigt att krossarna placeras så lågt som möjligt i tåkten. Moderna anläggningar är ofta helt inbyggda samt ljudisolerade. Om så inte är fallet kan gummibeklädda flak, ljudvallar m m minska störningarna. Verksamheten kan ofta styras så att sprängningar endast utförs vid lämplig väderlek, till exempel gynnsamma vindar.

Verksamheter relaterade till tåkten bör i möjligaste mån samlokaliseras med denna. Det gäller till exempel asfalt- och betongtillverkning samt massåtervinningsstationer. Fördelarna med detta är att miljöskyddsåtgärder behövs på färre ställen och att störningarna på omgivningen belastar färre områden.

2.5.3.2. Vibrationer, luftstöt vågor

Med en väl utformad sprängplan kan både markvibrationer och risk för stenkast reduceras. Sprängning bör endast utföras dagtid, på bestämd veckodag och vid tider, som de kringboende känner till. Undersökningar visar att människors negativa upplevelse av störningen minskar avsevärt om man är beredd på denna (Andersson,1992). Skriftlig information via ortspress och flygblad är liksom varningssignaler några sätt att förbereda omgivningen på att sprängning kommer att ske.

2.5.3.3. Luftutsläpp

Borrning och krossning är dammalstrande processer och betydande resurser har lagts ned för att begränsa stofutsläppen under de sista tio åren.

Bergborrmaskiner och borrhagnar bör vara utrustade med dammsugare; stensmjölet ska samlas upp och omhändertas. Permanenta större krossar är ofta helt inbyggda. Det är även vanligt att bygga in speciellt dammalstrande delar och att ordna luftavsug kombinerad med textila spärrfilter.

Är krossanläggningen och transportbanden öppna kan stenmaterialet *fuktas*. Därigenom förhindras dammpartiklarna att virvla upp i luften. Metoden är effektiv, men det finns viss

risk för att filter ska täppas igen eller att det finkorniga materialet klumpas ihop vid krossning och siktning.

Transportbanden i tälkten utsätts för vindens påverkan och behovet av täckning eller vindskydd är välmotiverat där. En övergång till bandtransporter kan reducera både damning och avgasutsläpp. Bättre planering av de interna transportererna kan också minska utsläppen.

Utsläppen från de externa transportererna behandlas i avsnittet om lokalisering. Tilläggas kan att returtransporter bör användas i större utsträckning än idag för att minska samtliga negativa konsekvenser av transportererna. Detta är angeläget ur såväl ekonomisk som energihushållnings- och miljömässig synvinkel och bör därför vägas in i behandlingen av tälktärenden, i synnerhet då flera alternativ föreligger.

2.5.3.4. Utsläpp till mark och vatten

För att förhindra att grundvattennivån påverkas bör såväl grundvattnets nivå som strömning inom det tänkta tälktområdet kartläggas vid planering av tälkten. När tälkten kommit igång bör man följa förändringar i grundvattnets nivå och strömningar för att eventuella hot ska kunna upptäckas i tid. Alla kemikalier som används vid krossverk ska förvaras så att läckage till underliggande mark och vatten inte kan uppstå. Anvisningar om detta ingår normalt som villkor i tälktillståndet.

Dag- och grundvatten som pumpas från tälkten bör passera en sedimentationsbassäng innan det släpps ut. Eventuellt kan en oljeavskiljare behöva installeras.

Kring grundvattentälkter finns ofta skyddsområden fastställda. De indelas i tre zoner; brunnsområdet samt inre och yttre skyddszonerna. *Brunnsområdet* är området i vattentälktena omedelbara närhet. Marken ägs av vattentälktsinnehavaren och inhägnas för att förhindra all form av förorening eller åverkan. *Inre skyddszonen* är ett område, vars gräns mot den *yttre skyddszonen* bestäms av att grundvattnets strömningstid från gränsen till vattentälkten ska vara tillräcklig för att en bakteriell förorening ska hinna reduceras så mycket att dricksvatten går att framställa. Tiden ska också vara tillräcklig för att motåtgärder ska kunna vidtas för att hindra att föroreningar, utsläppta utanför zonen, når vattentälkten. Den yttre skyddszonen bör omfatta hela tillrinningsområdet eller en så stor del av grundvattenmagasinet att allt vatten som tas upp ur vattentälkten har en nominell uppehållstid av minst ett år inom zonen (SNV, 1991).

2.5.3.5. Avfall

Miljöfarligt avfall, till exempel spilloljor, ska hanteras i enlighet med förordningen om miljöfarligt avfall (1985:841). Bland annat ska godkänd transportör och omhändertagare anlitas. Skrotsten bör utnyttjas i krossproduktion.

2.5.3.6. Övrigt

Risken för stenkast minskas avsevärt genom en noggrann sprängplan, där samtliga medverkande faktorer analyseras.

För att undvika radonavgång är det viktigt att välja bergarter som inte innehåller uran eller thorium.

2.6. Efterbehandling av täkter

En täktplan enligt naturvårdslagen är obligatorisk vid alla täkter utom husbehovstäckter och har två huvudfunktioner. För det första ska den vara ett hjälpmedel för exploatören att på ett rationellt sätt driva sin verksamhet i täkten. För det andra skall planen redovisa det framtida landskapets utseende, gestaltning, markanvändning, vegetationsetablering m m (Wikström, 1984). Detta för att i förhand styra att täktverksamheten bedrivs på ett sådant sätt att förutsättningarna för en ny markanvändning inte försämras i onödan. Planerna för återanvändning måste dock ha en viss flexibilitet, eftersom tidplanerna - särskilt om täkten omfattar stora områden - ofta är osäkra (Eriksson, 1984).

Länsstyrelsen är ansvarig myndighet för beviljande och förnyande av täkttillstånd. Deras arbete underlättas om klara motiv för förändringar, t ex i form av en fysisk plan (detaljplan eller översiktsplan) finns framtagna (Glassel, 1984). Ärendehanteringens gång snabbare och fördröjningar kan undvikas om parterna är väl förberedda, påpekar Jansson (Entreprenad, 1991). Ett tidigt samråd är därför angeläget vid länsstyrelsens prövning.

Grustäckter är på grund av transportfördelar ofta belägna relativt nära en central tätort. Allt eftersom den snabba utbyggnaden av tätorterna har tagit mer mark i anspråk, växer nu intresset för impedimentmark, dvs mark som tidigare bedömts som ointressant av olika anledningar. Grustäckterna har dock en unik egenskap som skiljer dem från andra typer av impedimentmark; den slutliga formen går att påverka utan särskilda kostnader (Glassel, 1984). Om dessutom marken på förhand har ett värde även efter täktverksamhetens slut, kan miljöskyddsinsatser och förebyggande åtgärder bättre motiveras och finansieras (Eriksson, 1984).

2.6.1. Exempel på efterbehandling

2.6.1.1. Bostadsbebyggelse

Grustäckter utgör ett sår i landskapet och associationerna är oftast negativa hos allmänheten när täkter förs på tal. Mot den bakgrunden är bostadsbebyggelse i avslutade täkter ett kontroversiell markanvändning, inte minst känslomässigt. "Att bo i en gammal grusgrop" kan verka avskräckande på presumtiva hyresgäster och småhusköpare.

Fördelar och nackdelar med bostadsbebyggelse i avslutade grustäckter finns sammanställda i ett exempel från Gävle kommun (Eriksson, 1984):

fördelar

goda grundförhållanden
utbyggt VA
utbyggda huvudgator
litet värde för alternativt
utnyttjande
god närmiljö
inga negativa effekter för
omgivningen

nackdelar

extra schakt och fyllning
radonskydd måste beaktas
lokalvärmeförsörjning krävs
flyttning av vissa anläggningar

I ett annat exempel, Östra Ekerö områdesplan, beskrivs hur två centralt belägna täktområden planerats för bostadsbebyggelse och arbetsplatser. Genom att dessa områden utnyttjades kunde värdefull jordbruksmark och skyddsvärda natur- och rekreationsområden sparas, samtidigt som ett bostadsområde kunde byggas på annars svårutnyttjad mark (Glassel, 1984). De

nya planerna karaktäriserades av samspel mellan markägare och exploatör å ena sidan och stadsbyggnadskontor och kommunstyrelse å den andra. Ambitionen hos planerna var att skapa avgränsade landskapsrum och på så sätt söka bryta ned grustagen i mindre delområden utan att låta kvalitéerna i täktlandskapet gå förlorade. Totalt omfattade Asknäsplanen 300 lägenheter, arbetsområden samt rekreationsområden, bland annat vid Mälarens strand.

2.6.1.2. Skapande av vattenytor

Landskapet har under de senaste hundra åren genomgått en dramatisk förändring. Bland annat har landskapet genom sjösänkningar, utdikningar av våtmarker och uträtningar av vattendrag påtagligt utarmats på ytvatten. Genom att se täktverksamhet under grundvattenytan i detta perspektiv kan man se det som en möjlighet att skapa nya småvatten i landskapet. Traditionella grus- och bergtäkter upplevs av de flesta som störande i miljön, men genom att utvidga täktverksamheten ner under grundvattenytan kan den negativa bilden ändras till något positivt. Restlandskapet, som då innehåller en nybildad sjö, kan tillföra landskapet och människorna nya upplevelsevärden (Wikström,1984).

Utformningen av täktsjön varierar från fall till fall men grundregeln bör vara att den ska underordna sig omgivande natur (Wikström,1984). Såväl bergtäkter som grus- och sandtäkter kan användas för att skapa nya vattenytor. I Skåne finns exempel från Björkatäktsjön som numera utgör en sjö för sportfiske samt Käglinge rekreationsområde med dammar som bildat ett mycket skyddsvärt naturområde på grund av den rikliga förekomsten av ett flertal grodarter (Nilsson,1984). Ett annat område har tillförts en badsjö under pågående täktverksamhet. Detta är möjligt genom att den kontinuerliga efterbehandlingen sköts på ett omsorgsfullt sätt. Ägaren till denna anläggning har tilldelats Grus- och makadamföreningens Grus- och naturpris för sin "föredömliga behandling av täkten och dess inpassning i landskapet" (Entreprenad,1991).

3. LAGSTIFTNING

Grusförsörjningen i samhället styrs av en rad olika lagar. Bestämmelserna är inte samlade i en lagstiftning utan skilda lagar måste användas för olika delar av verksamheten. Exempelvis görs ansökan om större täkt alltid enligt naturvårdslagen, men om verksamheten är störande måste även miljöskyddslagen tillämpas. Lokaliseringsfrågan berör tydligen ett flertal lagar, medan till exempel transporter är svåra att styra genom befintlig lagstiftning (Vilborg, 1992). Nedan följer en kort beskrivning av aktuell lagstiftning, samt dess möjligheter och begränsningar. I bilaga 1 finns en schematisk översikt med lagarnas tillämpning vid olika frågor rörande täktverksamhet.

3.1. Plan- och bygglagen, PBL

Med översiktsplanen kan kommunen styra användningen av mark och vattenområden. Dessa ska användas för det ändamål de är mest lämpade för med hänsyn till beskaffenhet och läge samt föreliggande behov (PBL 2:1). Vid planläggning ska naturresurslagen tillämpas.

En grushushållningsplan utgör en fördjupning av översiktsplanen inom grusförsörjningsområdet. Samråds- och antagningsförfarande bör därför vara detsamma som för andra översiktsplaner. Om det behövs kan kommunen anta bindande områdesbestämmelser för att säkerställa att syftet med grushushållningsplanen uppnås (Uppsala kommun, 1992).

I detaljplaner har kommunen möjlighet att införa tillfällig användning av mark (max 10+5+5 år). Därigenom kan kommunen medge materialuttag inom ett område som senare kommer att bebyggas (PBL 5:7 p9). Om kommunen aktivt vill medverka till att t ex återvinningsstationer för byggnadsmassor kommer till stånd, kan områden för detta ändamål reserveras i detaljplaner.

Genom områdesbestämmelser enligt PBL kan kommunen förhindra att husbehovstäckter tas upp i känsliga områden (PBL 5:16).

3.2. Lagen om hushållning med naturresurser m m, NRL

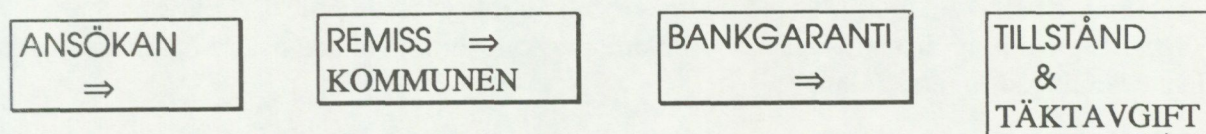
Naturresurslagen syftar till att främja en från ekologisk, social och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning med marken, vattnet och den fysiska miljön i övrigt (NRL 1:1). NRL är en paraplylag som huvudsakligen verkar genom tillämpning av andra lagar.

Lagens grundläggande hushållningsbestämmelser (NRL 2 kap) ger riktlinjer för hur olika allmänna intressen ska beaktas. NRL 2:6 anger att områden som har betydelse från allmän synpunkt på grund av natur- eller kulturvärden eller med hänsyn till friluftslivet, så långt som möjligt skall skyddas mot åtgärder som påtagligt kan skada natur- eller kulturmiljön. Behovet av områden för friluftsliv skall särskilt beaktas.

I NRL 2:7 och 2:8 anges att områden som innehåller värdefulla material eller är särskilt lämpade för industriell produktion (t ex bergtäkt) så långt som möjligt ska skyddas mot åtgärder som påtagligt kan försvåra ett nyttjande. Materialutvinningen ska vägas mot andra markanvändningsintressen såsom bevarande, vattenförsörjning och bebyggelse. Enligt uttalanden av naturvårdsverket uppfyller varken naturgrus eller berg för krossändamål normalt kriteriet för riksintresse enligt 2:7 (Uppsala kommun, 1992). Däremot kan länsstyrelsen och naturvårdsverket hävda att sådan förekomst är av mellankommunalt intresse (PBL 4:5) för att därmed trygga materialförsörjningen inom en region.

3.3. Naturvårdslagen, NVL

Enligt NVL 18§ kräver all täktverksamhet utom husbehovstäkt länsstyrelsens tillstånd enligt naturvårdslagen. Länsstyrelsen ska bland annat bedöma täktens påverkan på naturmiljön och behovet av täkten från grushushållningssynpunkt. Tillämpningen av NRL gör att behovsbedömningen har ökat i betydelse vid prövning av täktansökningar (SNV, 1992). Ansökan enligt NVL ska även omfatta en efterbehandlingsplan. I 25§ naturvårdsförordningen anges att det vid behov ska finnas en miljökonsekvensbeskrivning i ansökan om täkttillstånd enligt NVL. Figur 3 visar ansökningsförfarandet enligt naturvårdslagen. Som framgår av figuren behöver ingen utställning ske och samråd är inte heller obligatoriskt. Krav på att remissen ska gå ut till kommunen finns inte.



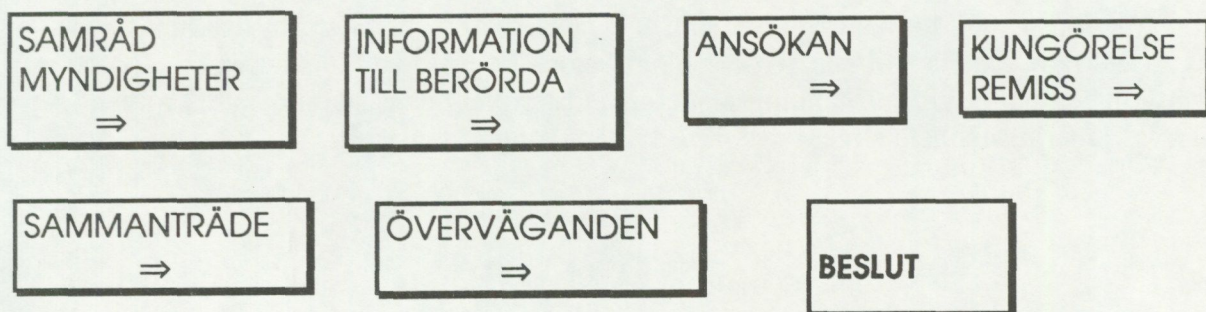
Figur 3: Täktansökan enligt naturvårdslagen

3.4. Miljöskyddslagen, ML

Miljöskyddslagen är tillämplig på verksamhet som kan orsaka förorening av mark och vatten samt störningar av olika slag. Vissa av dessa verksamheter kräver tillstånd eller anmälan beroende på dess art och omfattning.

Större bergtäkter (produktion > 25 000 ton/år) kräver tillstånd. Andra täkter som kräver tillstånd enligt naturvårdslagen ska anmälas till kommunen eller länsstyrelsen. Även krossverk, asfaltverk och betongstationer är anmälningspliktiga. I bland kan till exempel bergtäkt och krossverk finnas på samma ställe. Om de har samma ägare bör prövningen i första hand göras för den huvudsakliga verksamheten.

En ansökan om tillstånd till bergtäkt ska innehålla en miljökonsekvensbeskrivning (13§). ska ge en samlad bild av verksamhetens påverkan på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser. Det innebär att även omfattningen av interna och externa transporter kan behöva belysas. Besluten enligt naturvårdslagen och miljöskyddslagen bör samordnas så långt som möjligt mellan kommun och länsstyrelse (Uppsala kommun, 1992). Figur 4 visar ansökningsförfarandet enligt miljöskyddslagen.



Figur 4. Ansökningsförfarande enligt miljöskyddslagen

3.5. Kulturminneslagen

Genom kulturminneslagen skyddas fasta fornlämningar som gravar, resta stenar, samlingsplatser för handel, bostäder m m. Den som planerar eller utför ett arbete ska se till att skador på kulturmiljön inte uppkommer eller att de begränsas (1:1§). Till fornlämningen hör även ett fornlämningsområde. Det är så stort som behövs för att bevara fornlämningen och ge den ett tillräckligt utrymme med hänsyn till dess art och betydelse.

Enligt lagen får man inte rubba, ta bort, gräva ut eller på annat sätt ändra en fast fornlämning utan tillstånd. Tillstånd lämnas av länsstyrelsen om fornlämningen medför olägenhet som inte står i proportion till fornlämningens betydelse. Om en fornlämning påträffas under täktverksamhet ska arbetet omedelbart avbrytas. Eventuella undersökningar av om någon fast fornlämning kommer att beröras betalas av exploatören. Om det däremot visar sig att ingen fornlämning berörs eller att tillstånd inte ges, behöver inte exploatören stå för kostnaden. Vägras exploatören tillstånd angående fornlämning som var helt okänd när den påträffades, är denne berättigad till ersättning.

3.6. Vattenlagen, VL

I vattenlagen finns en allmän aktsamhetsregel till skydd för grundvattnet, och eftersom grusavlagringar är viktiga både för grus- och vattenförsörjning är det befogat att nämna lagen i det här sammanhanget. Särskilt vid täkt under grundvattenytan är vattenlagen aktuell. Aktsamhetsregeln föreskriver att "den som avser att gräva, spränga, anordna upplag eller vidta annan åtgärd som kan befaras skada grundvattnet är skyldig att vidta de anordningar och tåla den begränsning av verksamheten och iakttä de försiktighetsmått som skäligen föranleds av omständigheterna".

Genom vattenlagen kan länsstyrelsen eller vattendomstol fastsätta skyddsområden och skyddsföreskrifter för en kommunal grundvattentäkt. Även grundvattentäkter som kommunen senare avser utnyttja kan få skyddsområde fastställt. Hur gränser för skyddsområden bestäms beskrivs i avsnitt 2.5.3.4.

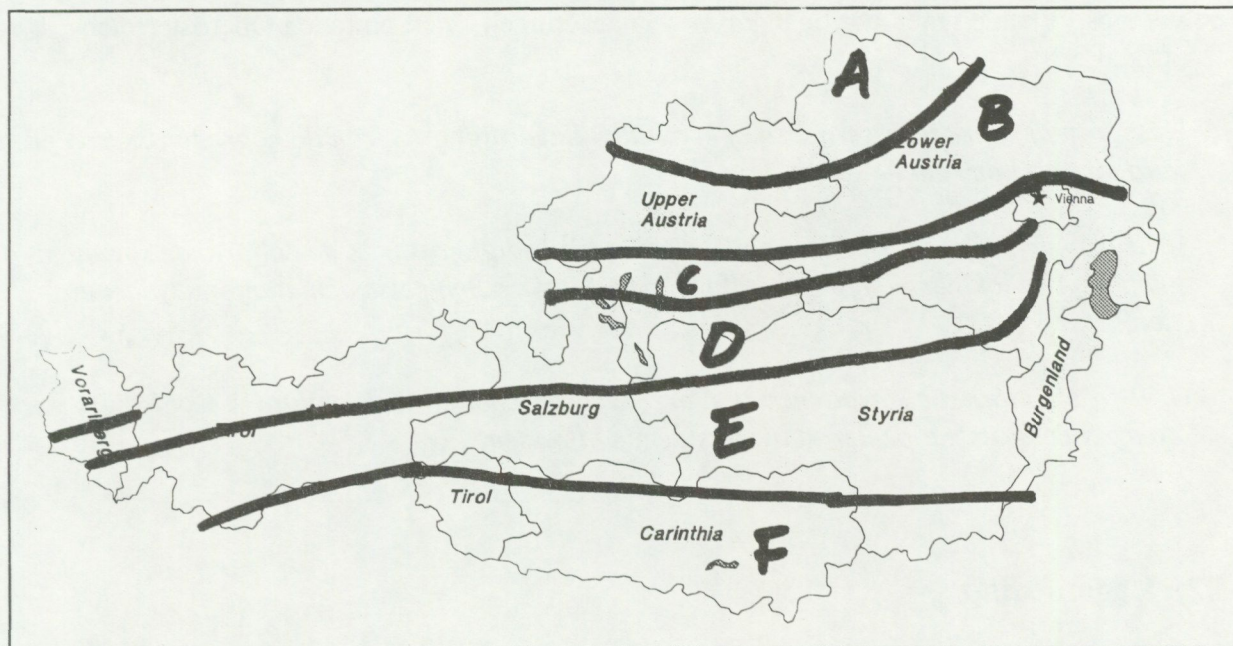
3.7 Slutsats

De förutsättningar och problem som diskuterats i kapitel 2 och 3 visar att det behövs metoder och arbetsätt för att systematiskt väga samman en rad aspekter på ballsthanteringen. Miljökonsekvenser av den industriella verksamheten och grusformationens värde som naturobjekt, för grundvattenförsörjning och för ballasttillgången måste ses i ett sammanhang för att en samlad bedömning ska kunna göras. En metod att göra en sådan samlad bedömning utgör den värderingsmodell för naturresurser som används för exempelvis grushushållningsplanering i Österrike. I kapitel 4 beskrivs de geologiska och juridiskt-administrativa förutsättningarna för grushushållningsplanering i Österrike. I de nästkommande kapitlen beskrivs värderingsmodellen mer i detalj med tillämpning på ballasttillgångar.

4. BESKRIVNING AV FÖRHÅLLANDEN I ÖSTERRIKE

4.1. Geologi

Österrikes grustillgångar är mycket olika till sin karaktär beroende på det geografiska läget i landet. Österrike består, geologiskt sett av två huvudområden: Alperna och "Alpenvorland", dvs de mer låglänta områdena nedanför alpkedjan. Inom dessa huvudområden kan landet delas in geologiskt efter bildningssätt och uppbyggnad. En schemastisk bild av detta visas i figur 5 och i tabell 2 ges en kort beskrivning av delområdenas karaktär.



Figur 5. Karta över Österrike

Tabell 2. Geologisk uppbyggnad av Österrike (från Beck-Mannagetta *et al*, 1990).

Område	Områdets benämning	Karaktärsdrag
A	Böhmiska massivet	Upplyft peneplan till 1400 m ö h, graniter.
B	Molassbäckenet	Lera, mörgel, sand, grus, konglomerat som rasat ned från alperna. Upp till 4000 m tjockt.
C	Flyschzonen	Del av alperna. Marin sandsten, mörgel, breccia, konglomerat, graded bedding°. Upp till 1000 m tjockt.
D	Kalkalperna	Kalksten, dolomit. 3000 m ö h i öst sluttande mot väster.
E	Övre östalpina zonen	Kristallin berggrund med svag, lokal metamorfos. Gneis, fyllit, amfibolit, kvartsit, migmatit.
F	Södra alperna	Revkalksten, upp till 1000 m tjockt

I alpområdena förekommer sand och grus främst som svämkgjor av grövre material, raskäglor, smala terrasser och moränrester som ansamlas i dalgångarna. Tillgångarnas ringa utbredning begränsar här uttagsmöjligheterna.

I Alpenvorland finns gruset i breda flodterrasser, deltaområden skapade genom avsättning från isälvar. Dessa terrasser är goda jordbruksmarker och lämpar sig bra för bebyggelse, och det är därför inte de geologiska förutsättningarna som är den begränsande faktorn där. Terrasserna innehåller även viktiga grundvattentillgångar, vilket ger anledning till försiktighet vid uttag av sand och grus. I Österrike anges främst ovarsam efterbehandling och ny användning efter täktens avslutande som särskilda riskmoment (Heinrich, 1992).

Kvalitetsmässigt är de lägre terrasserna mest värdefulla, men även de högre räknas som mycket bra om inte låg kvartshalt eller fast konglomeratmaterial försämrar kvaliteten. Exempelvis togs följande typer av tillgångar med i värderingen av ett område i Oberösterreich (Mattigtal):

- *Grus från de lägre terrasserna, samt kvalitativt likvärdigt grus från de högre terrasserna på alla lokaler i området.*
- *Grus från de högre terrasserna och kvalitativt likvärdigt grus från de kolförande sötvattensskikten. Alla lokaler utanför en 300 meters zon från bebyggelse och utanför skyddsområden av något slag.*
- *Grus från kolförande sötvattensskikt, äldre "Deckenschotter" och kvalitativt likvärdigt oberpliocengrus på lokaler utan motstående intressen.*

4.2. Lagstiftning

Administrativt är Österrike indelat i tre huvudnivåer: Bund, Land och Gemeinde. Landet är en förbundsstat och de tio bundesländerna har större självstyrelse jämfört med svenska län eller landsting. Bland annat har de en lagstiftande församling, och flera lagar som berör planering och täktverksamhet berör både nationella lagar och lagar på Landes-nivå. Tyngdpunkten av markanvändningsplaneringen ligger hos förbundsländerna. Beroende på planområdets storlek och ambitionsnivå varierar planinstrument och de juridiska ramarna.

4.2.1. Fysisk planering och säkrande av grustillgångar

Fysisk planering betecknas i Österrikes författning inte som någon enskild förvaltningsuppgift, utan anges i denna vara ett komplext bergrepp som omfattar alla verksamheter (Jeschke, 1989). Planeringens uppgift är att verka för en rumslig fördelning av aktiviteter och företeelser, som så långt möjligt uppfyller målen för de enskilda verksamheterna.

I lagen för fysisk planering (Raumordnungsgesetz, Oberösterreich) anges följande princip för planering i samband med mineralogiska tillgångar:

För säkrande eller förbättrande av de rumsliga förutsättningarna för en livskraftigt näringsliv, ska områden med mineralogiska tillgångar eller med markförutsättningar för detta, så långt som möjligt sak hållas fria från verksamhet som förhindrar utvinning av sådana tillgångar.

Liknande föreskrifter finns för andra samhällsintressen, exempelvis jord- och skogsbruk, sammanhängande skogsområden, närreklamationsområden o s v. Detta uppdrag för den fysiska planeringen kräver underlag i olika former, och i Oberösterreich har man byggt upp en, ännu till största delen analog, "Naturraumkataster". Det är i princip ett geografiskt informationssystem lagt på papper i stället för på datafiler. Kartor och databanker med rumslig information finns för ett flertal områden, bland annat ballastpotential. Dessa kartor är gjorda med miljö-tillgångsmetoden som beskrivs i kapitel 5. Den övriga informationen finns samlad i följande databanker och kartor:

- *Naturskyddspotential / biotisk regenerationspotential*
- *Rekreationspotential*
- *Potential för jord- och skogsbruk*
- *Vattentillgång*
- *Klimatisk regenerationspotential*
- *Ballastpotential*

Förutom Naturraumkataster finns även motsvarande för kulturmiljö och ortsbild. Sammantaget utgör de olika informationsbankerna en "Raumordnungskataster" avsedd för all fysisk planering. Denna anses förbättra förutsättningarna avsevärt för en ekologisk markanvändningsplanering.

4.2.2. Planeringsinstrument

Lagstiftningen är således sådan att säkrandet av ballastmaterial faller inom planeringens ansvarsområde. I och med att skyddsvärda områden undantas från dagens användaranspråk får den fysiska planeringen rollen som länk mellan nuvarande och framtida nyttjande av marken. Denna kopplingsfunktion, plus värdering och avvägning av anspråk, är planeringens styrka och det som gör den nödvändig för att god hushållning ska uppnås (Jeschke, 1989). För säkerställande av ballasttillgångar för framtida nyttjande är följande planeringsinstrument av betydelse:

- *Planeringsprinciper*
- *Regionala program*
- *Mål för övergripande planering*
- *Mål för lokal planering*
- *Markanvändningsplan ("Flächenwidmungsplan")*
- *Samordning av enskilda aktiviteter inom markanvändningsplaneringen*
- *Geografiskt informationssystem, "Raumordnungskataster"*

Genom att ballasttillgångarna är redovisade i någon av klasserna

1. högt exploateringsvärde,
2. medelhögt exploateringsvärde eller
3. lågt exploateringsvärde,

kan planeraren på ett tidigt stadium ta hänsyn till dessa aspekter.

Ofta har täktverksamhet hänvisats till restområden som blivit kvar när bebyggelse och kommunikationsytor lagts ut. Landskapsvård och naturvård har framförallt handlat om de omedelbara verkningarna av täktverksamhet. Genom miljö-tillgångskartan för ballastpotential och nya

landskapsprogram finns möjlighet att avgränsa områden som bör sparas för framtida exploatering, och ett långsiktigt nyttjande av såväl ballasttillgångar som naturmiljön främjas (Jeschke, 1989). Mattig (1991) hävdar att mineralogiska råvaror ofta blir undervärderade av planerare och därför inte beaktas vid värderingen av samhällets krav på miljön, även om den utgör en grund för våra materiella behov.

4.2.3. Ansökningsförfarande för täktverksamhet

Ansökningsförfarandet för en ny täkt är relativt komplicerat och blir olika beroende på vilka lagar som ska tillämpas i det enskilda fallet. I tabell 3 visas vilka ansökningar som kan bli aktuella. Exemplet gäller Bundesland Oberösterreich, men är likande för de övriga förbunds-länderna.

Tabell 3. De viktigaste lagarna vid täktansökan

Lagstiftning	Beslutsnivå	Ansökans innehåll
1 <i>Gewerbeordnung - (Tillstånd att bedriva verksamhet, firma)</i>	<i>Bezirk</i>	<i>Verksamhetens art och omfattning, avfallshantering</i>
2 <i>Wasserrechtgesetz (Vattenlag)</i>	<i>Bezirk</i>	<i>Aktuell vattensituation och täktens påverkan</i>
3 <i>Forstgesetz - (Skogsvårdslag)</i>	<i>Bezirk</i>	<i>Förteckning över berörda fastigheter, servitut o d. Röjningsåtgärder m m</i>
4 <i>Naturschutzgesetz (Naturvårdslag)</i>	<i>Bezirk</i>	<i>Geologiska och hydrogeologiska för- hållanden, täktplan, efterbehandling</i>
5 <i>Bauordnung (Bygglag)</i>	<i>Kommun</i>	<i>Bygglovhandlingar</i>
6 <i>Raumordnungsgesetz</i>	<i>Land</i>	<i>Ändring av markanvändningsplan</i>

Dessutom gäller att verksamheten inte får strida mot reglerna i lagen för fysisk planering om lämpligt nyttjande av marken. Tillämpningen av många lagar gör att samordning mellan myndigheterna är nödvändig för ett effektivt och rättvist förfarande. Det har inte alltid varit fallet hittills, och därför har ett nytt system för ansökningar införts i Oberösterreich, se figur 6. Avsikten är att dela in prövningen i två steg, varav den första är en preliminär prövning med ett förfarande som vid fysisk planering. Förprövningen koncentreras på lokalisering och behov, överensstämmelse med mål och riktlinjer samt miljö- och planeringsmässiga intressekonflikter. Därigenom ska en fullständig ansökan och noggranna utredningar inte behöva göras i onödan.

Systemet bygger på en lagstadgad koordineringsfunktion för planeraren (*Raumordnungsgesetz*), och det ska avhjälpa brister i koordinering mellan olika fackområden liksom svårigheter i det rättsliga förfarandet. Planeraren, koordinatören, har dels tillgång till projektörens egna önskemål och undersökningar, dels material från *Raumordnungskatastern*. Experter inom olika fackområden kallas in för konsultation.

Då själva projektansökan lämnats in kan exploatören välja att anlita samma experter för de detaljerade undersökningarna, eller anlita egna. Tillståndsbeslutet tas inte av planeraren utan av en politiskt vald församling, varför problem med dubbla roller inte kan uppstå.

Exploatören

"Länsstyrelsen", avd för planering

Förstudie

Förutsättnings-
studie

Konkretisering
av projektförslaget

För- prövning

Inlämning av förstudien
till länsstyrelsen

Förprövning som vid
fysisk planering

Ev revidering

- Experter hörs
- Miljötillgångskartor
kontrolleras m m

Utvärdering av värderings-
resultatet som hjälp för
projektansökan

Framtagande av
värderingsresultat

Projektansökan

Fördjupade
undersökningar

Utlåtande från
fackexperter

Definitiv
projektutformning

Slutlig prövning
i "domstol"

Revidering

Avslag

Beviljande

Realisering av projektet

Figur 6. Ansökningsförfarande för täkttillstånd

5. TEORETISK BESKRIVNING AV VÄRDERINGSMODELL

5.1. Inledning

Värderingsmodellen för naturresurser är utarbetad vid Geologische Bundesanstalt i Wien, och beskrivs av Pirkl *et al* (1991). Metoden består av en analog modell i två steg för uppskattning av en eller flera naturresursers värde i förhållande till andra natur- och miljövärden. I denna uppsats kallas tillvägagångssättet MTM - miljötillgångsmetoden. Den omfattar följande:

- *Naturresursens kvalitet, kvantitet och känslighet*
- *Konflikter med andra värden, d v s då nyttjandet av naturresursen hotar eller hotas av andra intressen*
- *Känslighetsanalys*

Resultatet är en karta med markerade zoner där nyttjande av den aktuella naturresursen är lämpligt, samt områden där exploatering bör undvikas eller begränsas. Eftersom metoden bygger på bedömningar, bör även den bakomliggande värderingen redovisas tillsammans med kartmaterialet.

Metoden användes först vid en sammanställning av ytnära ballastmaterial kring tätbefolkade områden i Oberöstlichen Zentralraum, Österrike, där öppna miljökonflikter förekommer. De ökade behoven och den minskade tillgången på grus, vatten, friluftsområden och byggbara ytor har där sammanfallit med minskad tolerans hos befolkningen att tåla de inskränkningar som behoven och konkurrensen om mark innebär. Översiktlig planering enligt objektiva kriterier kan minska dessa konflikter (Pirkl *et al*, 1991).

Andra användningsområden är, förutom markanvändningsplanering, som underlag för miljökonsekvensbeskrivningar och som beslutsunderlag vid lokaliseringar och täktansökningar.

Pirkl *et al* anger några krav som bör ställas på modellen för att den ska fungera bra:

- *tydlig*
- *upprepar*
- *relativt enkel att arbeta med, dock utan att det blir svårare att uppnå målen med metoden*
- *tillämpbar även på icke markbundna tillgångar*
- *så långt som möjligt objektiv. Subjektiva bedömningar redovisas klart*
- *kompatibel med rekommendationerna för framställande av de österrikiska naturresurskartorna (ÖROK-systemet)*

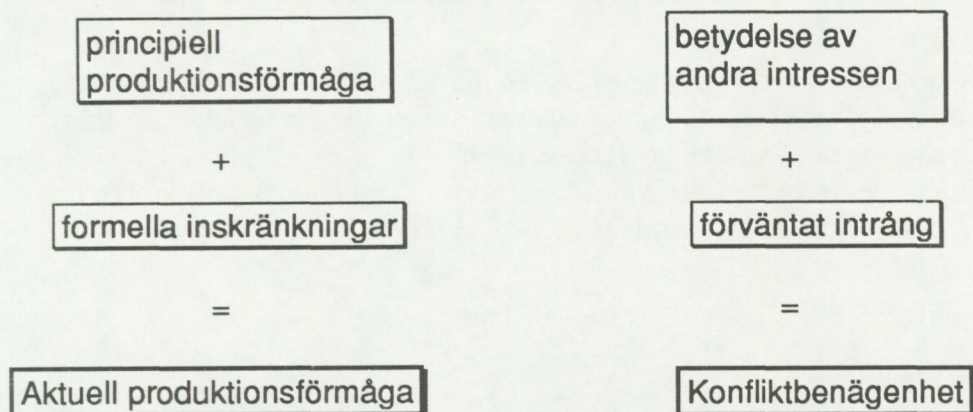
Modellen strävar efter att binda samman en **indikatormodell** med ansatser till en **systemmodell**, liksom att integrera klassificeringen med ÖROK-parametrarna produktionsförmåga, känslighet och belastning/hot.

5.2. Översiktlig beskrivning

De ingående stegen i första värderingsomgången visas i figur 7.

SCHEMA FÖR FÖRSTA VÄRDERINGSOMGÅNGEN:

Uppskattning av skydds- resp exploateringsvärdet för en naturresurs



Värderingsmatris för skydds- respektive exploateringsvärde

- I- högt exploateringsvärde
- II- medelhögt exploateringsvärde
- III- lågt exploateringsvärde
- IV-VII exploateringsvärde saknas

(E) Skydds- resp exploateringsvärde I - VII				
1	I	II	III	IV
2	II	III	IV	V
3	III	IV	V	VI
4	IV	V	VI	VII
	obef.	små	måttl.	stora

Figur 7. Värderingssteg i första värderingsomgången. Matrisen förklaras utförligare i avsnitt 5.3.5.

Resultatet är en matris som visar skydds- respektive exploateringsvärdet för en viss tillgång, exempelvis en grusavlagring. Principen för tolkningen är "ju lägre värderingstal, desto större exploateringsvärde".

Den andra värderingsomgången innebär en avvägning mellan flera konkurrerande tillgångar. Här tas även känsligheten/utsattheten av tillgångarna med i bedömningen, liksom deras regionala betydelse. Graden av känslighet hämtas från en påverkansanalys.

Värderingen utförs på två nivåer; lokalt och regionalt/överregionalt. På så sätt garanteras att de regionala och överregionala anspråken visserligen beaktas, men att de inte övervärderas. Säkrande av naturresurser även för lokala behov ska vara möjligt.

Delar av arbetsmetoden innebär att subjektiva värderingar används. Eftersom alla ställningstaganden redovisas öppet, är det dock hela tiden möjligt att ändra dessa på grund av nya fakta eller åsikter. Metoden uppfyller också alla krav på hänsyn till den inneboende kluvenheten i begreppet "miljötillgång" (tyska: Naturraumpotential): å ena sidan säkerställande för *nyttjande* av tillgången, å andra sidan *skydd* av denna mot skadliga ingrepp. Det innebär att

- a, den potentiella produktionsförmågan och nyttan för människan, och
- b, känsligheten/utsattheten för konflikter med omgivande miljö väger lika tungt i avvägningen.

5.3. Värderingsmodellen tillämpad på grus- och sandförekomster

I Österrike används modellen bland annat för att bestämma det planmässiga värdet av att säkerställa sand- och grustillgångar för utvinningsändamål. Beskrivningen nedan utgår från denna tillämpning, och bygger på artikeln av Pirkl *et al* och på kontakter med Geologische Bundesanstalt. Metoden beskrivs i kronologisk arbetsföljd, och alla begrepp förklaras efterhand. Följande arbetsmoment ingår:

Första värderingsomgången

Bestämning/ uppskattning av

- (A) Principiell produktionsförmåga
- (B) Inskränkningar och restriktioner
- (C) Aktuell produktionsförmåga
- (D) Konfliktbenägenhet
- (E) Skydds- och säkerställandevärdet

Andra värderingsomgången

- (F) Tillgångens betydelse
- (G) Känslighet/utsatthet
- (H) Skyddsvärde i förhållande till andra tillgångar

Protokollet som används för att dokumentera värderingen visas i bilaga 2.

5.3.1. Principiell produktionsförmåga, (A)

(A) Uppskattning av tillgångens principiella produktionsförmåga (kvalitet, kvantitet)	
obrukbar	4
användbar	3
hög	2
mycket hög	1

Figur 8. Värdering av principiell produktionsförmåga

Uppskattningen av produktionsförmågan görs i klasserna mycket hög, hög, användbar, obrukbar. Som indikatorer används litologi, kornstorleksfördelning, mäktighet och utbredning. Grustillgången värderas att tillhöra någon av klasserna 1, 2, 3 eller 4.

- 1, *Mycket hög produktionsförmåga*: Kan efter siktning användas till betonggrus och byggsand. Praktiskt taget fri från ler. Stor utbredning, mäktighet > 5 meter.
- 2, *Hög produktionsförmåga*: Högre innehåll av ler och slam, men kan ändå användas för betongändamål efter siktning och tvättning. Stor utbredning, mäktighet > 5 meter.
- 3, *Användbar*: Kan användas till fördämningar o d samt efter omfattande behandling även som betongmaterial. Grus- och vittringsmaterial i stora volymer.
- 4, *Obrukbar*: Grus och vittringsmaterial med hög halt av ler och block. Olämplig även för fyllnadsändamål.

5.3.2. Befintliga inskränkningar och restriktioner, (B)

Figur 9. Värdering av befintliga inskränkningar och restriktioner.

(B) Befintliga inskränkningar i produktionsförmågan	
kraftiga	2
måttliga	1
obefintliga	0

Faktorer som påverkar detta värderingssteg är i grusexemplet bland annat läget av planerade bostadsområden samt befintliga sådana, skyddsområden av olika slag och avstånd till grundvattenyta.

- 0 *inga inskränkningar*: Avstånd till planmässig bebyggelse* är större än 300 meter. Ej inom skyddsområde eller i skogsområde.
- 1 *måttliga inskränkningar*: Avstånd till planmässig bebyggelse större än 300 meter. Läge inom skyddsområde för landskapsbilden accepteras, men inte lägen inom natur- eller vattenskyddsområden eller naturreservat.
- 2 *kraftiga inskränkningar*: Avstånd till planmässig bebyggelse mindre än 300 m. Läge inom vatten- eller naturskyddsområde eller naturreservat. Avstånd till grundvattenyta mindre än 5 meter

* I närheten (300 m) av planmässig bebyggelse får i Österrike ingen täktverksamhet förekomma. Vid spridd bebyggelse som inte motsvarar stora arealer gäller inte detta. Där förmodas istället att mark och byggnader har samma ägare, och motsättningar mellan boende och exploatör väntas inte uppstå i samma omfattning.

5.3.3. Aktuell produktionsförmåga, (C)

Figur 10. Aktuell produktionsförmåga

(C) Aktuell produktionsförmåga						
6	5	4	3	2	1	0

Den aktuella produktionsförmågan är ett uttryck för den principiella, naturgivna produktionsförmågan, minskad med de begränsningar människan har infört. I modellen utgörs detta av summan av (A) och (B). Summan, värderingstalet för den aktuella produktionsförmågan (C), föres till Y-axeln på värderingsmatrisen (E).

5.3.4. Konfliktbenägenhet, (D)

För att få en uppfattning om risken för konflikter i samband med grusutvinningen, görs en sammankoppling av två huvudaspekter:

- en vägd uppskattning av nyttjandevärdet av omgivande kultur- och naturmiljöer
- förväntade intrång i dessa värden om grustillgången exploateras.

Den samlade poängsumman ger på så sätt en uppskattning av de totala inskränkningarna, och anger därmed även risken för nyttjandekonflikter med motstående intressen. Se figur 11.

Viktning av nyttjandevärdet		Förväntat intrång		
annat intresse:	poäng	inget; faktor1	måttligt; f 2	stort; f 3
Ballastmaterial				
Grundvatten				
Ytvatten				
Luft / klimat				
Naturskydd				
Landskapsbild				
Jordbruk				
Skogsbruk				
Rekreation o friluftsliv				
Natur- och kulturminnen				
Bebyggelse				
Industri				
Kommunikationer, trafik				
Avfalls- och avloppsomhändertagande				
	100			
	Totalsumma:			

Figur 11. Tabell för intrångsbedömning

5.3.4.1. Viktning

För att underlätta poängfördelningen kan man först göra en inbördes rangordning av de olika aspekternas betydelse. Med denna som grund fördelas de viktade värdena. Poängfördelningen görs enligt följande principer:

- Tillgången som ska värderas (grus i detta fall) får 0 poäng
- Högsta poäng för annan enskild tillgång/ annat värde är 30 poäng
- Totalsumman ska vara 100 poäng.

5.3.4.2. Intrångsbedömning

I steg två görs en uppskattning av de intrång i omgivande miljö som kan förväntas uppstå på grund av grusverksamheten. Denna uppskattning ska om möjligt inte utföras som en linjär orsaks- och verkanskedja, utan utvecklas så att även återkopplings- och styrningseffekter beaktas.

De viktade värdena multipliceras med en faktor 1, 2 eller 3 beroende på intrångets storlek:

- faktor 1 för inget förväntat intrång
- faktor 2 för märkbart " "
- faktor 3 för kraftigt " "

Totalsumman från de tre spalterna utgör grunden för klassificeringen. Gränserna för denna föreslås vara

< 120 : o (obefintligt intrång)
121-149: l (litet intrång)
150-179: m (medelstort intrång)
> 180: s (stort intrång)

(D) Vilket blir intrånget vid nyttjande av den aktuella tillgången?
--

Totalsummans motsvarighet i matrisen (E):

< 120 p: obefintliga intrång

120 - 149: små intrång

150 - 179: måttliga intrång

>= 180: stora intrång

Figur 12. Intrångsvärden

Dessa klasser för konfliktbenägenhet förs till värderingsmatrisens (E) x-axel.

5.3.5. Matris för skydds- respektive exploateringsvärde, (E)

Den matrisartade sammanflätningen av den aktuella produktionsförmågan (1, 2, 3 eller 4) och konfliktbenägenheten (o, l, m eller s) leder till en uppskattning av säkerställandevärdet för grustillgången. Diagonalen från nedre högra hörnet mot högre vänstra visar riktningen för stigande skyddsvärde. Fälten I, II och III karakteriserar de områden, där åtgärder för att skydda och säkerställa grustillgången kan rättfärdigas.

(E) Skydds- resp exploa- teringsvärde I - VII				
1	I	II	III	IV
2	II	III	IV	V
3	III	IV	V	VI
4	IV	V	VI	VII
	obef.	små	måttl.	stora

I = högt exploateringsvärde
 II = medelhögt exploateringsvärde
 III = lågt exploateringsvärde

Figur 13. Matris för skydds- och säkerställandevärde

Resultat högre eller lika med IV tyder på att produktionsförmågan är otillräcklig och /eller att den negativa påverkan på omgivningen är för stor.

Ofta finns nyttjandekonflikter mellan flera naturresurser, och i dessa fall kan ytterligare en värderingsomgång genomföras. När det gäller grustillgångar kommer exempelvis utvinning av dessa ofta i konflikt med grundvattenförsörjningen. Denna andra värderingsomgång utförs för båda tillgångarna parallellt. Som nya parametrar tillkommer ekonomisk och ekologisk betydelse liksom känsligheten hos tillgången. Uppskattningen av känsligheten hämtas från en speciell påverkansanalys som visar olika faktorerers påverkan på varandra. För att det ska vara möjligt att säkra en tillgång för ett lokalt behov sker värderingen på två nivåer, lokalt och regionalt/ överregionalt. Förfarandet visas i figur 14.

Avvägning mellan två motstående intressen

Tillgång: _____ Område: _____

(F) Betydelse

mkt stor	ganska stor	liten
1	2	3

regionalt		
1	2	3

lokalt		
1	2	3

(G) Känslighet (från påverkansanalys)

+

+

+2	+1	0	-1	-2
----	----	---	----	----

+2	+1	0	-1	-2
----	----	---	----	----

(H) Överföring från värderingsmatrisen E

+

I	II	III
---	----	-----

+

I	II	III
---	----	-----

=

(F + G + H)

=

-I	0	I	II	III	IV	V
----	---	---	----	-----	----	---

-I	0	I	II	III	IV	V
----	---	---	----	-----	----	---

Figur 14. Förfarandet i andra värderingsomgången.

Värdena från steg F, G och H summeras - romerska och latinska siffror tillsammans - och den tillgång (t ex grus eller grundvatten) som får den lägsta summan ges företräde på kartredovisningen.

5.3.6. Tillgångens betydelse

Innebörden av ordet "betydelse" kan tolkas på flera sätt. För det första kan den mätbara, ekonomiska potentialen avses, för det andra den omätbara rollen i ekosystemet, lokalt och regionalt. Exempel:

- Grusförekomster för ett långsiktigt regionalt byggbehov
- Betydelsefullt tätortsnära skogsområde
- Grundvattentillgång som enda möjligheten till vattenförsörjning för en ort
- Småbiotoper som reservat för hotade arter

Uppskattningen av betydelsen sker både på det regionala och det lokala planet i tre nivåer:

- 1, Mycket stor betydelse
- 2, Någorlunda stor betydelse
- 3, Liten betydelse

5.3.7. Känslighet / utsatthet för påverkan (G)

Känsligheten hos en naturresurs kan definieras som reaktionen på ingrepp utifrån, d v s benägenheten till förändringar i produktionsförmågan. I denna värderingsmodell används inte komplexa riskanalyser för uppskattning av känsligheten. Istället görs en mångsidig påverkananalys, där värderingarna redovisas öppet och lätt kan ändras.

I matrisen tas de viktigaste elementen i omgivningen med, och deras ömsesidiga påverkan på varandra och på grustillgången graderas:

- 0, Ingen påverkan
- 1, Svag påverkan
- 2, Medelstark påverkan
- 3, Stark påverkan

Målet med påverkansanalysen kan sägas vara att besvara följande centrala frågor:

- *Vilken faktor påverkar alla andra element starkast, men påverkas själv svagast av dessa? (aktivt element)*
- *Vilken faktor påverkar de övriga svagast, men berörs själv starkast? (passivt element)*
- *Vilken faktor påverkar de övriga starkast och blir själv starkast påverkat? (kritiskt element)*
- *Vilken faktor påverkar de övriga svagast och blir själv svagast påverkat? (buffrande element)*

Svar på dessa frågor ges av en serie räkneoperationer.

Poängsumma horisontellt = aktiv summa, AS

Poängsumma vertikalt = passiv summa, PS

Kvot $Q = AS / PS$

Produkt $P = AS * PS$

Av detta följer att elementet med

- högsta Q-värde = aktivt element
- lägsta Q-värde = passivt element
- högsta P-värde = kritiskt element
- lägsta P-värde = buffrande element

Detta förfarande kan användas både i ett regionalt perspektiv och i situationer då främst lokala aspekter beaktas.

Påverkansmatrisen visar situationen för de konkurrerande potentialerna, till exempel grus och grundvatten, se figur 15. Känsligheten hos dessa klassificeras enligt en skala:

- +2: mycket aktiv
- +1: aktiv
- 0: neutral
- 1: passiv
- 2: mycket passiv

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	AS	Q
A	grusutvinning																	
B	grusutv. u gvy																	
C	dricksvatten																	
D	övrigt vatten																	
E	jordbruk																	
F	skogsbruk																	
G	biotoper																	
H	närrekreation																	
I	industri																	
J	infrastruktur																	
K	avloppsanlägg.																	
L	avfallsanlägg.																	
M	landskapsbild																	
N	bostadsbebygg.																	
O	detaljplanering																	
P	regional plan.																	
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	
	Passiv summa																	
	Produkt																	

Figur 15. Påverkansanalys

Med matrisen som utgångspunkt föreslås en gradering av olika faktorer, rangordnad från mycket passiv till mycket aktiv. Nedanstående lista är ett generellt exempel och utgör inte någon allmängiltig rangordning av känsligheten.

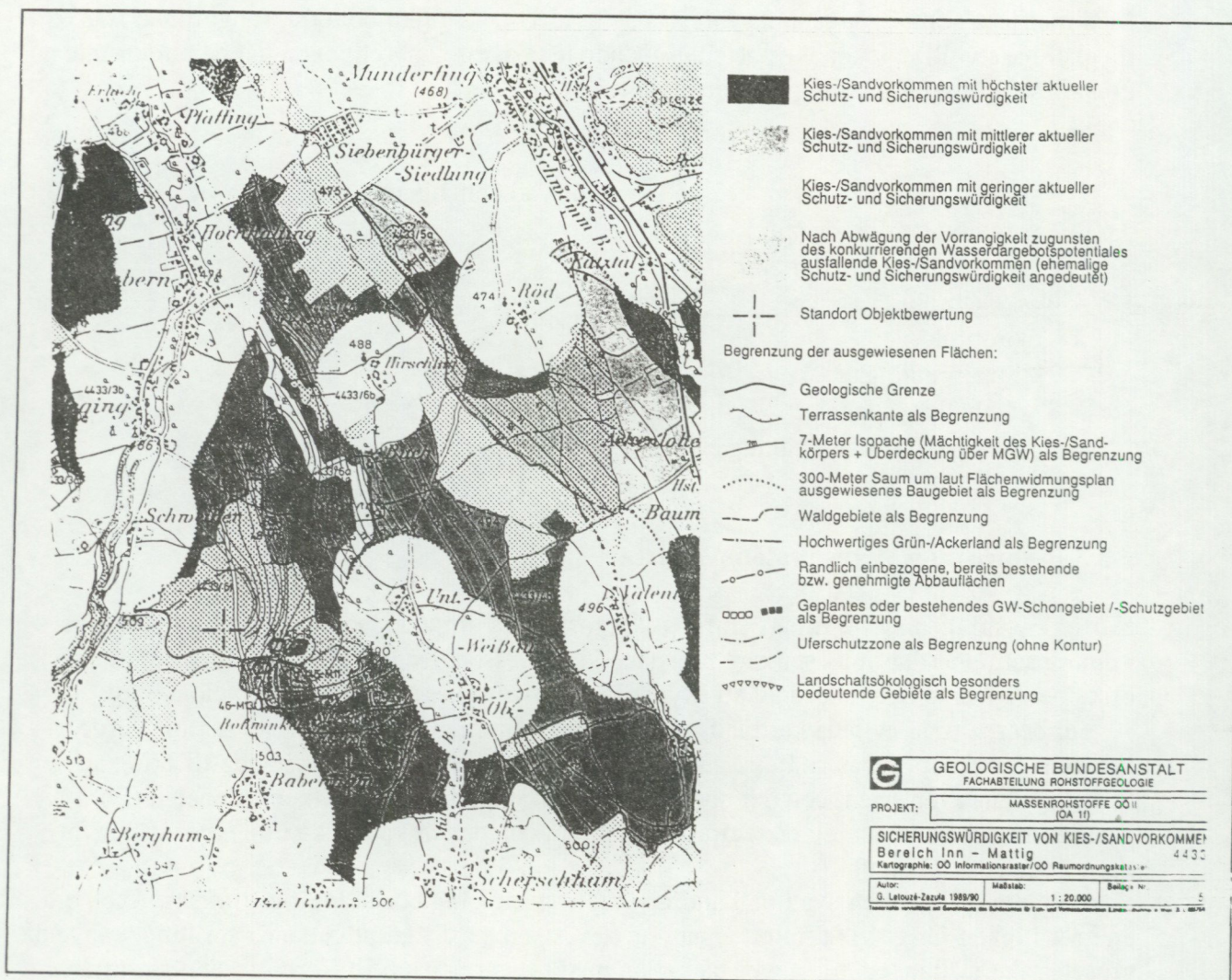
biotop	minskad känslighet
grundvattenförsörjning	↓
landskapsbild, friluftsliv	
skogsbruk	↓
jordbruk	
grusutvinning	↓
samhällsbebyggelse	
industri, trafikanläggningar	↓

5.3.8. Redovisning av resultaten på karta

Kartredovisningen syftar till att grafiskt klargöra vilka områden som lämpar sig för grusutvinning samt var det finns starkare motstående intressen. De lämpliga områdena markeras olika beroende på betydelsen av att skydda respektive säkerställa dem för exploatering.

Vid bearbetning av hela kartblad, vilket skett i delar av Österrike, måste samma värderingsförfarande upprepas gång på gång. Det är då praktiskt att göra en standardisering av förhållandena i regionen, och det görs vid uppskattningen av konfliktbenägenheten (D). Kriterierna för avgränsning bör framgå av kartan, och därför kan olika linjetyper väljas för varje kriterium, se figur 16.

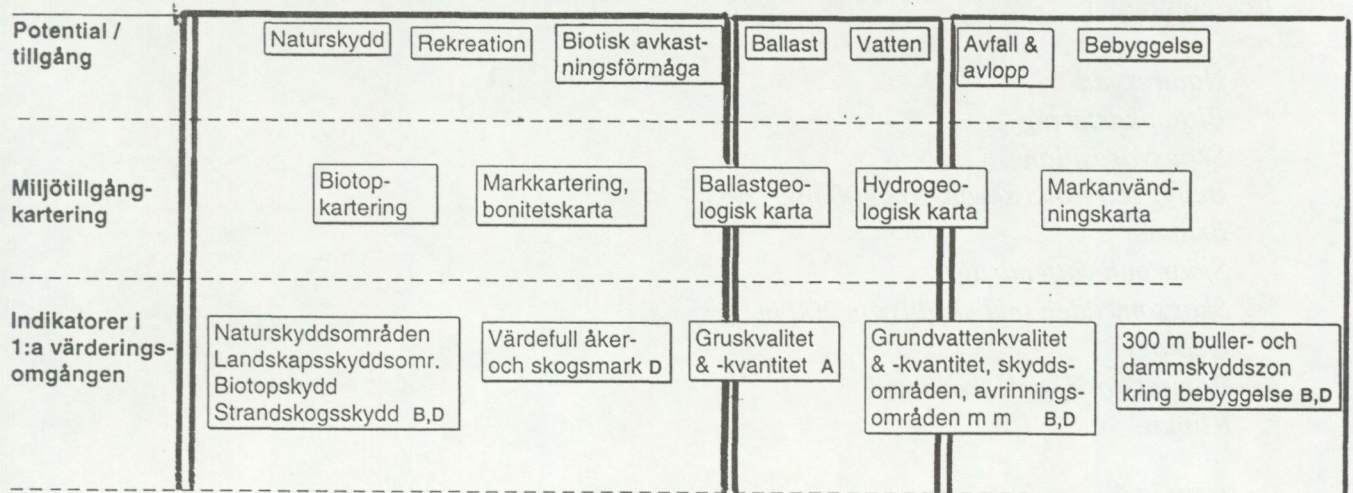
Även resultatet av en eventuell andra värderingsomgång bör redovisas grafiskt. Även om en grustillgång får ge vika för ett annat intresse, exempelvis grundvattenförsörjning, kan ändå grusets säkerställandevärde anges på kartan med svagare raster. Ett förminskat utsnitt från en österrikisk karta visas i figur 16.



Figur 16. Kartredovisning av värderingsmodellens resultat, skala 1:30 000. (Från Geologische Bundesanstalt, 1990.)

Miljötillgångmetoden - värderingsmodell för geogena tillgångar

Syfte: "Objektiv" värdering av exploateringsvärdet / säkerställandevärdet av en miljötillgång på regional nivå (1:20 000).



Värdering av konkurrerande potentialer:

Indikatorer i 2:a värderingsomgången

Betydelse och behov på lokal och regional nivå F

Känslighet / utsatthet, aktivitet / passivitet G

Bokstäverna svarar mot olika värderingssteg i modellen

Figur 17. Sammanfattning av värderingsmodellen

6. TEKNISK BESKRIVNING AV VÄRDERINGSMODELLEN

På Geologische Bundesanstalt (motsvarande Sveriges Geologiska Undersökning) i Wien arbetar man med värderingsmodellen och dess bakgrundsdata i det geografiska informationssystemet ARC/INFO. Grunddata, d v s inventeringsresultat, statistik och rumslig information får man från universitet, inventeringar i bundesländerna och befintligt kartmaterial. Värderingsmodellen har testats i Oberösterreich, och det mesta materialet som finns sammanställt gäller förhållandena där. För närvarande (januari 1993) finns digitala kartor över följande intresseområden:

- *Naturskydd*
- *Biotopkartering*
- *Skogsvårdsplan*
- *Bebyggelse inkl skyddszon 300 m*
- *Brunnar*
- *Sjöar och vattendrag*
- *Skogsområden inkl skyddszon 200 m*
- *Geologi*
- *Bonitet, jord- och skogsbruk*
- *Klimat*

I ARC/INFO har man även lagt in värderingsmomentet, vilket syns i form av olika färger för olika värden i värderingen. Även slutresultatet, exploateringsvärdet, finns dokumenterat. Genom att "klicka" med musen på olika områden på kartan får man information om egenskaperna hos varje objekt.

6.1. Framtagande av polygonkartan "Exploateringsvärde för ballastmaterial" och tillhörande databanker

Följande moment utförs för att få fram miljötillgångkartan för ballastmaterial:

1. *Scanning och vektorisering av underlagskartor.*
2. *Införande av ytterligare områden genom buffring.*
3. *Framtagande av karta över råvarutillgångar (potentiell produktionsförmåga) motsvarande steg A i modellen.*
4. *Framtagande av karta över potentiella hot mot grundvattnet genom brytning av ballastmaterial.*
5. *Framtagande av karta över inskränkningar i produktionsförmågan motsvarande steg B i modellen.*
6. *Avgränsning av geografiska områden med liknande förhållanden inom varje kartblad.*
7. *Kodning av de olika områdena i varje lager.*

8. Värdering av konfliktbenägenheten enligt förbestämda standardpoäng.
9. Sammanbindning av aktuell produktionsförmåga och konfliktbenägenhet.
10. Överlagring av kartlagren för visning av exploateringsvärden genom punktraster.
11. Kontroll och borttagande av för små ytor.

Några steg fordrar en närmare beskrivning.

I **steg tre**, då kartan över den potentiella produktionsförmågan ska tas fram, utgår man från de inventeringar som finns gjorda. Ännu har man inte tillgång till digitalt lagrade data över hela landet, utan scanningen av den geologiska kartan måste kompletteras med manuell inmatning av materialets kvalitet och kvantitet.

Steg fyra, hot mot grundvattnet, utförs genom att brunnar, vattentäkter, skyddsområden, avrinningsområden samt markens genomsläpplighet och annan information på den hydrogeologiska kartan kombineras och områden med olika *hydrogeologisk relevans* avgränsas:

- Täktverksamhet är utan hydrogeologisk relevans = kod HGS1
- Täktverksamhet av måttlig hydrogeologisk relevans = kod HGS2
- Täktverksamhet av väsentlig hydrogeologisk relevans = kod HGS3
- Täktverksamhet av synnerligen stor hydrogeologisk relevans = kod HGS4

Steg fem, framtagande av inskränkingskarta, sker genom en kombination av fastställda naturskyddsområden, vattenskyddsområden, bebyggelsekartan och skogsområden. Här finns även utrymme för sådana företeelser som inte är skyddade enligt lag. God lokalkännedom och personliga kontakter med fackkunniga är till stor nytta för den som utför värderingen.

Vid den geografiska avgränsningen, **steg sex**, är också kännedom om området en fördel. För att inte modellen ska bli för detaljerad och omfångsrik, måste vissa generaliseringar göras av landskapet. Avgränsningen görs manuellt och områdenas storlek kan variera mycket beroende på de fysiska förutsättningarna.

6.2.1. Kodning

I **steg sju** görs en kodning av varje område. Till grund för kodningen ligger ett åtta-positionerssystem, där varje position svarar mot ett enskilt kartlager, se figur 18.

8	7	6	5	4	3	2	1
---	---	---	---	---	---	---	---

Figur 18. Positionernas numrering vid kodningen

Exempelvis står position 1 för den principiella produktionsförmågan och kodningen görs som visas i tabell 4.

Tabell 4. Exempel på positioner i två kartlager.

<u>Position</u>	<u>Kartlagrets innehåll</u>
Position 1	Principiell produktionsförmåga
(1-5)	utvecklad från geologisk karta m m
00000001	högst värdefull
00000002	mycket värdefull
00000003	användbar
00000004	oanvändbar
00000005	uppgift saknas
Position 7	Skyddszoner kategori 2
(1-4)	härledd ur naturmiljökartering
01000000	skyddsområde för landskapsbilden
02000000	naturskyddsområde
03000000	skyddsområde för kulturmiljön
04000000	uppgift saknas

Kodningen ger möjlighet till att kombinera ett områdes egenskaper i flera (åtta) aspekter då kartlagren överlagras varandra. Antalet kombinationer kan sålunda bli mycket stort, och för att få struktur på vad kombinationerna innebär utgår man från sex standardtyper i landskapet och den hydrogeologiska relevansen. De sex standardtyperna är:

1. *Grönområden och åkermark*
2. *Centrala skogsområden*
3. *Perifiera skogsområden*
4. *Markanvändning*
5. *Skyddszoner kategori 2*
6. *Skyddszoner kategori 1*

Inom varje standardtyp finns ett antal undertyper, och dessa kombineras med den hydrogeologiska relevansen i en matris, tabell 5.

Tabell 5 .Matris för kodning av standardtyper

STANDARDTYP	HYDROGEOLOGISK RELEVANS				
	grundtyp	HGS1	HGS2	HGS3	HGS4
	00000000	0000010	0000020	0000030	0000040
Åkermark (ev glest bebyggt) - med hög bonitet	00000000				
	00000100				
inom BSZ*	00300100	00300110	00300120	00300130	00300140
utom BSZ*	00400100	00400110	00400120	00300130	00400140
- måttlig till låg bonitet	00000200	osv...			
inom BSZ*	00300200				
utom BSZ*	00400200				
- icke karaterat	00000300				

* BSZ = Baulandschutzzone, 300 meters skyddad zon kring samlad bebyggelse

Ytterligare en kodning måste göras, nämligen mallen för vilka kombinationer som ska betraktas som inskränkningar i produktionsförmågan (moment B i värderingsmodellen). Datorprogrammet ska känna av när någon eller några av de angivna kombinationerna uppstår, och ge områdena ett värde därefter. Exempel:

Tabell 6. Exempel från kartlagret "Inskränkningar i produktionsförmågan"

Värde	Kod	Områdestyp
0 - inga inskränkningar	00400000	"friland"
1 - måttliga inskränkningar	00200000	planerat industriområde
	00001000 -	
	00006000	alla skogsområden utom 00004000 och 00040000 (skyddad skog i centralt/perifierat läge)
2 - kraftiga inskränkningar	00000040	område av väsentlig hydrologisk betydelse
	00100000	planerat bebyggelseområde
	00300000	inom 300 m från bebyggelse
	02000000	naturskyddsområde

6.2.2. Konfliktbenägenhet

När områdeskodningen är slutförd, lager för lager, ska konfliktbenägenheten bestämmas (steg åtta). Dels ska en viktning av de omgivande intressenas betydelse göras, dels ska täktens inverkan på dessa intressen uppskattas. Även för detta gör man mallar, som kan användas i områden med liknande förutsättningar.

Vid viktningen av *betydelsen* går det inte att generalisera så mycket som vid intrångsvärderingen, men även där finns vissa riktlinjer. Exempelvis får områden med HGS2 (måttlig hydrogeologisk relevans) alltid minst 20 poäng och HGS4 (synnerligen stor hydrogeologisk relevans) alltid maximala 30 poäng. I övrigt sker viktningen manuellt område för område.

Då man ska värdera *det förväntade intrånget* av täktverksamheten gör värderaren en mall som gäller för ett helt kartblad (om inte förutsättningarna skiljer sig drastiskt inom det). Mallen utformas med varje omgivande intresse som en huvudrubrik, och med andra intressen som underrubriker. Varje kombination ges en intrångsfaktor som gäller för hela bearbetningsområdet, tabell 7.

- F1 - inget intrång i omgivande intresse*
- F2 - måttligt intrång i omgivande intresse*
- F3 - stort intrång i omgivande intresse*

Tabell 7. Mall för intrångsvärdering

Omgivande intresse	områdestyp	intrångsfaktor
ytvatten	randskog längs vatten	3
	naturskydd	2
naturskydd	skog m aktivt skogsbruk	2
	skog avsatt för "	2
	övrigt	3
bebyggelse	inom 300m-zon	2
	utom 300m-zon	1
kommunikationer		1
industri		1
o s v...		

Med alla fakta och alla värderingar inmatade återstår bara att binda samman den aktuella produktionsförmågan (C i modellen) och konfliktbenägenheten (D) i den s k *skydds- och exploateringsmatrisen* (E). Även detta görs med datorstöd, och resultatet blir en karta som visar vilka områden som får högt, medelhögt eller lågt exploateringsvärde. Områden som inte visas på kartan har inget exploateringsvärde. Där är antingen grustillgången av för dålig kvalitet eller också finns det för starka andra intressen.

7. ERFARENHETER AV VÄRDERINGSMODELLEN

Värderingsmodellen har från 1989 och framåt prövats på olika nivåer; lokalt (objektvis), regionalt (motsvarande kommun) och översiktligt. Det är främst områden i Oberösterreich som har fungerat som modellområden.

Den *översiktliga* värderingen syftar till att få en grov uppskattning av grustillgångarna. Brist- och överskottsområden kan därmed definieras. Denna värderingsnivå är av intresse för regionala beslut och för att bestämma var ytterligare undersökningar bör göras.

Lämpliga modellområden på den *regionala* nivån var först svåra att finna eftersom bakgrundsmaterialet hade stora brister och skalskillnaderna på kartorna var stora. På några områden lyckades man dock med befintligt material göra en komplett värdering, bland annat i Mattigtal som visas på kartan i figur 16. På denna nivå är det möjligt att skilja ut områden som lämpar sig bäst för grusutvinning och andra där vattenintresset tar överhanden. Denna värdering har troligen de största användningsmöjligheterna. Objektivvärderingen gav i vissa fall annat resultat än den översiktliga eller den regionala värderingen. Detta förklaras med att det i det enskilda fallet är de lokala konflikterna som har den avgörande betydelsen. Även skalskillnader minskar möjligheterna att göra noggranna värderingar på den regionala nivån.

Under objektivvärderingen framkom nyttan av den andra värderingsomgången. Oftast fick de känsliga grundvattentillgångarna högst skyddsvärde, men i enstaka fall vägde det regionala behovet av grus tyngre.

Användningen av ballastpotentialkartorna beskrivs i kapitel 4.

7.1. Utvärdering av metoden

I Graz, vid "Institut für Umweltgeologie und Angewandte Geographie" har en jämförelse gjorts mellan två värderingsmodeller, varav den här beskrivna utgör den ena. Resultatet kan sammanfattas i följande punkter.

Grundtanken, att kombinera naturtillgångens två sidor, är eftersträvansvärd:

*Produktionsförmåga, betydelse för människan
och
känslighet/utsatthet, konfliktbenägenhet
ger
SKYDDSVÄRDEN resp EXPLOATERINGSVÄRDEN*

Positivt är vidare, enligt Pöschl (1991)

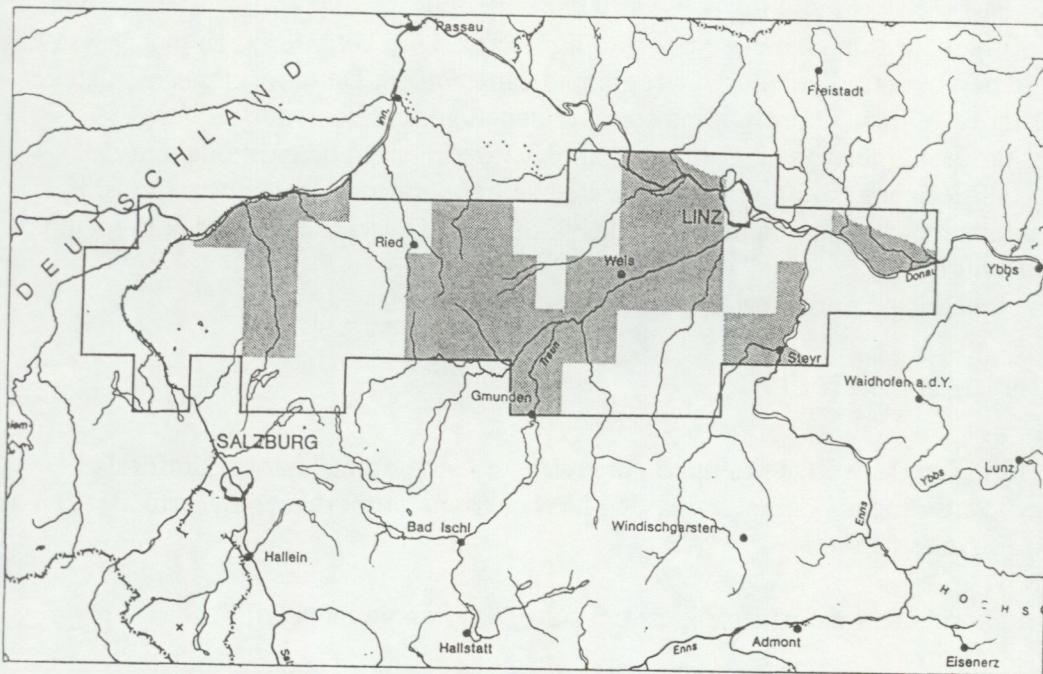
- öppenheten, möjligheten att följa värderingen i varje enskilt steg
- att produktionsförmågan och inskränkningar i denna är lätta att avgöra om bra underlag finns
- att poängfördelningen tvingar värderaren att sätta sig in i förhållandena
- att listningen av de omgivande intressena som ska viktas ger en "komplett" bedömning
- att modellen är anpassningsbar efter nya eller ändrade förutsättningar och kunskaper
- att modellen är flexibel och möjlig att modifiera för andra, i synnerhet geogena naturresurser

Svårigheter kan uppstå

- vid viktningen av nyttjandevärdena för de omgivande intressena
- eftersom listningen kan innebära risk för en alltför schematisk värdering
- på grund av att de subjektiva värdena ger sken av att vara objektiva

Modellens effektivitet är helt avhängig kvaliteten på grundmaterialet som står till förfogande. Här finns de största bristerna (Pöschl, 1991). Komplexiteten hos datamaterialet, ajourhållandet av detta samt kartframställningen kräver ett GIS för behandlingen.

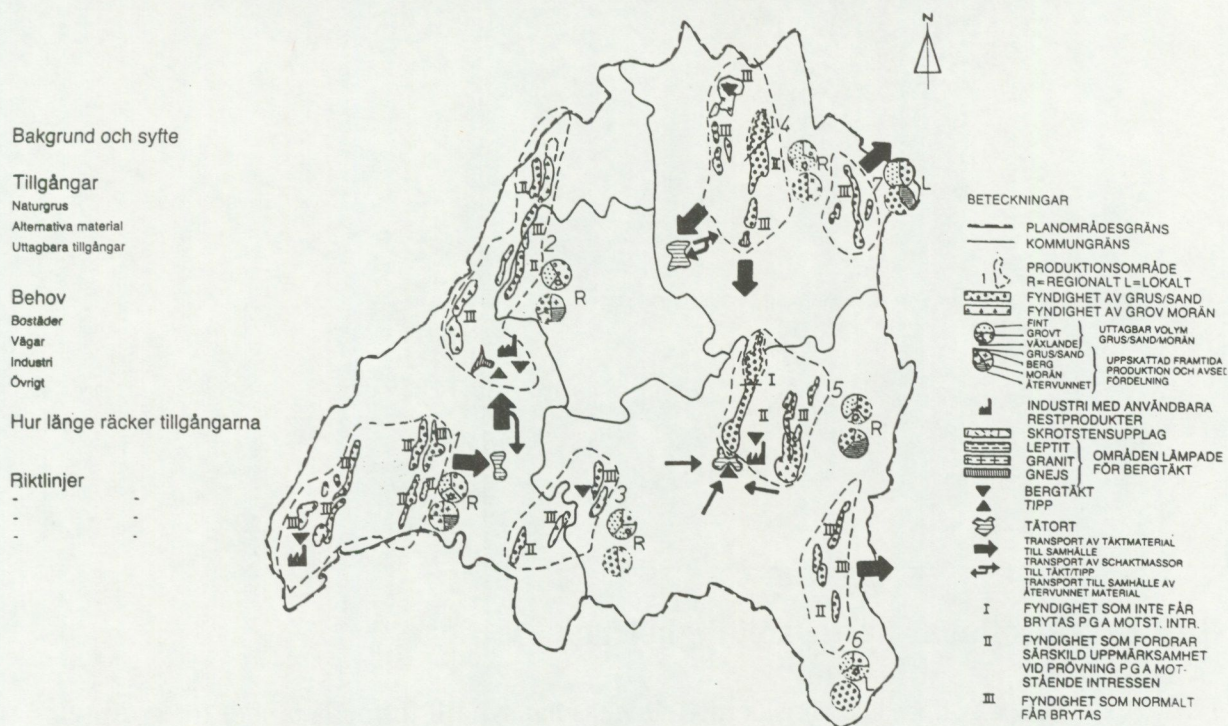
Modellen, anser Pöschl, ger en objektiv, interdisciplinär och välgrundat underlag för beslut angående fysisk planering.



Figur 19. Områden som är karterade enligt MTM. Från Pirkl *et al*, 1991.

8. JÄMFÖRELSE MED GRUSHUSHÅLLNINGSPLANERING I SVERIGE

Sedan 1983 har systematiska inventeringar över Sveriges grustillgångar (samt i vissa områden även bergtillgångar och morän) utförts enligt en särskild plan och med standardiserade metoder. Flera kommuner samt några län har därefter gjort grushushållningsplaner för att finna de lämpligaste områdena för utvinning. Syftet med dessa planer är samma som för de kartor som tas fram med den österrikiska metoden; att främja god hushållning med naturresurser. Det är av den anledningen intressant att jämföra det svenska tillvägagångssättet med den österrikiska metoden, att se vilka skillnader som finns och att klargöra metodernas för- respektive nackdelar. Den österrikiska metoden kallas här MTM, miljötillgångsmetoden.

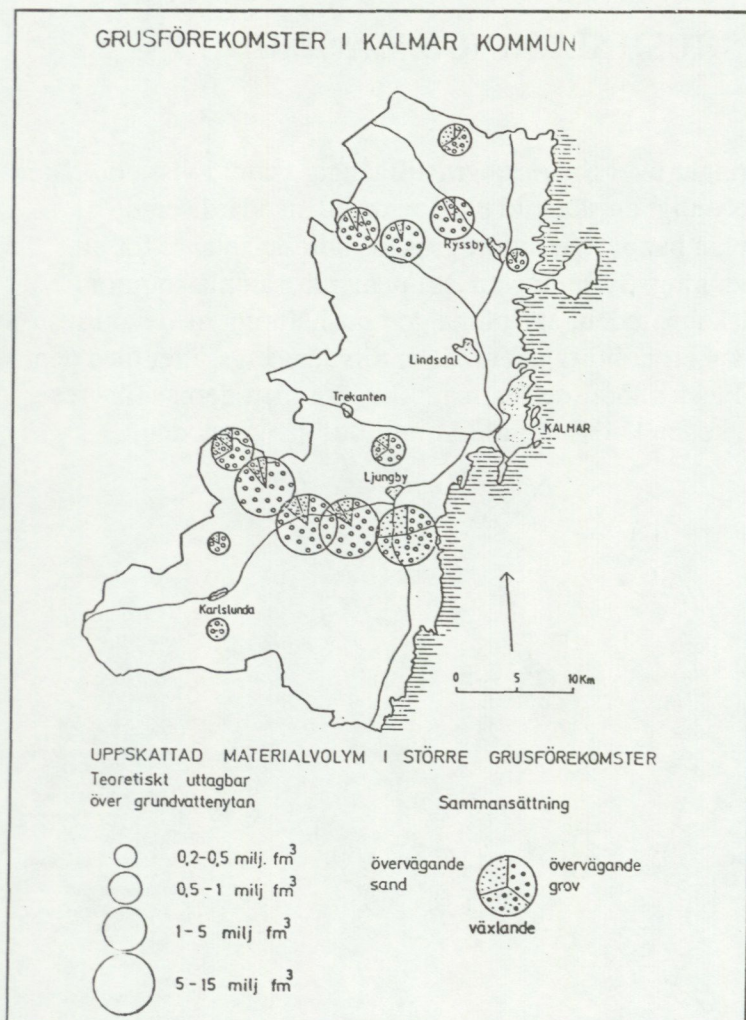


Figur 19. Exempel på sammanfattad grushushållningsplan. Från SNV, 1987.

8.1. Grustillgångens egenskaper

Den största skillnaden när det gäller bedömningen av tillgångens egenskaper gäller användbarheten av materialet. I naturvårdsverkets råd för grushushållningsplanering sägs tydligt att en användarinriktad bedömning ska göras i planen. För att bedöma användbarheten av materialet används grusinventeringar som beskriver grusets sammansättning, utbredning och mäktighet. Tillgångens storlek redovisas med cirklar för teoretiskt uttagbar volym. I denna ingår inte de volymer som är låsta av befintliga vägar, bebyggelse, fastställda skyddsområden m m. Materialets sammansättning framgår av cirklarna och avlagringens utbredning går att utläsa av kartan, se figur 21.

I Österrike bestämmer man först en så kallad principiell produktionsförmåga för tillgången. Den omfattar bara volym och kvalitet och är inte användarinriktad. Volymen anger den totala mängden, utan hänsyn tagen till bebyggelse eller andra inskränkningar. Större utbredning/ mäktighet och bättre kvalitet ger högre värde oavsett vad gruset ska användas till.



Figur 21. Grusförekomster redovisade i grusinventeringen. (Från SNV, 1987.)

8.2. Begränsningar i uttagsmöjligheterna

I det första steget av den österrikiska modellen tas hänsyn till formella hinder för grusutvinning samt närhet till bebyggelse och grundvattenyta. De formella hindren utgörs av skyddsbestämmelser för naturvård, kulturvård, landskapsbild och vattenskydd.

I Sverige görs den första avgränsningen redan i grusinventeringen. Områden i klass I ska enligt denna inte användas för grusexploatering eftersom naturvärdena är för höga.

Grusinventeringen tar hänsyn till ett flertal olika delvärden. Även om klasserna kallas naturvårdsklasser ingår också aspekter av annat slag. I anvisningarna för grusinventeringar (SNV, 1983) sägs bland annat: "vilka aspekter som är väsentliga varierar från naturtyp till naturtyp, liksom den vikt de bör tillmätas". Därefter anges de delvärden som bör bedömas, se tabell 8. Styrkan i de olika delvärdena anges i en enkel skala.

De kriterier som bör beaktas vid bedömningen redovisas också i tabell 8. Samtliga kriterier har inte betydelse vid bedömningen av varje delvärde.

Tabell 8. Faktorer som ingår i naturvärdesbedömningen

Bedömda delvärden	Kriterier
geovetenskapligt värde	mångformighet
värde för landskapsbilden	orördhet, ostördhet
biologiskt värde	representativitet
hydrologiskt värde	raritet
värde för friluftslivet	tillgänglighet, framkomlighet
värde för forskning och undervisning	friluftsanläggningar
	storlek
	forsknings- och undervisningsintresse

Med utgångspunkt från de kriterier som beaktats och noterats i protokollet görs en bedömning av styrkan i de geologiska, landskapsbildsmässiga, biologiska och hydrologiska värdena, liksom av värdet för friluftslivet. Därefter görs en bedömning av områdets totala naturvårdsvärde och förekomsten inordnas i någon av klasserna I, II eller III. Vid kartredovisningen anges den teoretiskt uttagbara volymen, vilket innebär att områden med naturvårdsklass I inte är medtagna. Inte heller områden som upptas av vägar, skyddsområden och bebyggelse tas med, se figur 22.

prelnr •

SKYDDSVÄRDE

top kbl S1

GDA* S3

Fnr S2

delomr nr S4

Dyta S5 ha

Dvolym S6 $\times 10^3 \text{ fm}^3$

sammanhör delomr nr S7

N-värde	kriterier									
		geo	m	o	r	ra	t	f	s	fo
	geo S8	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	landskb S9	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	bio S10	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	hydr S11	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	friluft S12	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
N-klass S14	forsk S13									

strandskydd S15

fornminne S16

K-hist.miljö S17

bygghist S18

vattenfäkt S19

skydd enl VL S20

zon S21

övr.matst intress S22

uppg källa S23

anm •

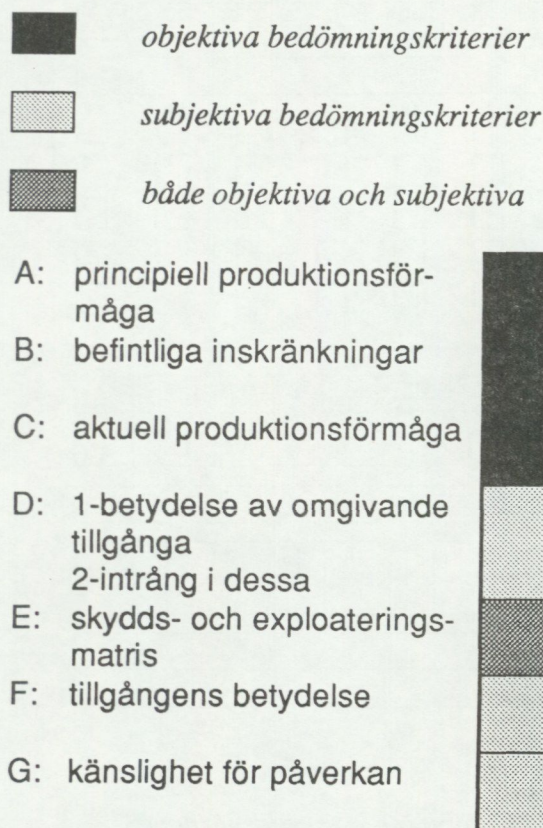
Figur 22. Del av inventeringsprotokollet som fylls i vid bedömning av skyddsvärden (Från SNV, 1983)

Denna klassning ligger till grund för grushushållningsplanen. Sedan kan ytterligare fakta tillkomma, och inskränkningarna kan därför bli fler. Exempel på sådana fakta är våtmarksinven-

teringar, ängs- och hagmarksinventeringar och kommunala översiktsplaner. Grusinventeringens klass I, bebyggelse, allmänna vägar samt skyddsområden hindrar automatiskt eftersom de förekomsterna inte redovisas i grusinventeringarna. Fornlämningar, kulturhistorisk och byggnadshistorisk bebyggelse, skydd enligt vattenlagen, vattentäkter och övriga motstående intressen antecknas i inventeringsprotokollet, men ingår **inte** i den samlade bedömningen som leder fram till naturvärdesklassen. Dessa intressen ska beaktas i grushushållningsplanen.

8.2.1. Objektiv - subjektiv värdering

I Österrike skiljer man på de faktiska hinder som finns och den subjektiva bedömningen. Det märks genom att modellen är uppbyggd i två skilda steg i den första värderingsomgången. Det första är ett, mer eller mindre, *objektivt konstaterande* medan det andra omfattar en *subjektiv bedömning* av konfliktbenägenheten. Figur 23 illustrerar detta. *Totalbedömningen, vilken avgör tillgångens skydds- och exploateringsvärde, behöver alltså inte som i Sveriges grusinventeringar grundas bara på naturvärden, bebyggelse, vägar eller skyddsområden, utan andra intressen kan vara avgörande.* Exempel på sådana intressen är bland annat de som antecknas i inventeringsprotokollet (se ovan), jord- och skogsbruk, luft och klimatförhållanden. I Sverige kommer de andra intressena in senare, under själva grushushållningsplaneringen. Det här sättet att numeriskt värdera andra intressen än naturvårdens utgör ytterligare en skillnad mellan Sveriges och Österrikes arbetsmetoder.



Figur 23. Bedömningsgrunder för MTM

8.2.2. Numerisk värdering

Det finns invändningar mot att numeriskt värdera olika tillgångar i miljön. SNV (1983) anser dock att om en skala används blir ändå värderingen objektiv i så måtto att olika kvalificerade bedömare i stor utsträckning kommer till samma resultat. Holme *et al* (1991) hävdar tesen att något inte blir sannare eller riktigare bara för att det kan uttryckas i siffror. Om man har resultat som täcker den företeelse man undersöker, beror det på det arbete man lagt ned och inte på siffrorna i sig. De österrikiska utvecklarna av MTM menar att så länge värderingen redovisas öppet är den numeriska värderingen en användbar metod.

I MTM görs även en summering av de förväntade intrången i omgivande värden. Att lägga ihop delvärden numeriskt kan, hävdar bl a Andersson (1992, muntlig uppgift) medföra dubbelräkning och vilseledande objektivitet. Exempelvis anser Andersson att våtmarksinventeringens värden ingår i naturinventeringens, och en summering av skyddsvärdena därför ger ett för högt värde. I Tibro kommuns grushushållningsplan har Andersson i stället baserat grustillgångens skyddsvärde på *ett* delvärde. Det innebär att det räcker med att ett kriterium är uppfyllt för att grustillgången ska anses tillhöra en viss skyddsklass.

8.3. Betydelse och intrång

Eftersom naturvärden är det enda som på egen hand säkert kan förhindra täkt i Sverige kan det verka som om naturvård får mindre relativ betydelse i de österrikiska modellen. Det stämmer delvis och i så måtto att man *genom viktning har möjlighet att bestämma vilka faktorer som är viktigast i varje fall* (bestämning av nyttjandevärdet/betydelsen). Ett mer flexibelt system sålunda. I Sverige görs ingen numerisk bedömning av vilket/vilka andra intressen som är mest betydelsefulla förutom i naturvärdesinventeringen. Alla andra intressen noteras bara och graderas inte i förhållande till varandra.

En annan aspekt som beaktas i MTM är *det förväntade intrånget* av grusutvinningen. Även detta värderas numeriskt. Ett högt nyttjandevärde innebär inte självklart att intrånget av åtgården (t ex grusutvinningen) blir stort. Betydelsen av en vattentäkt kan vara mycket stor, men tükten kan ofta drivas parallellt med grusverksamheten. Det bör noteras att MTM är framtagen för värdering olika typer av tillgångar, och metoden möjliggör en nyanserad bedömning som kan användas även för andra verksamheter. I Sverige görs inte någon separat intrångsbedömning.

Tillvägagångssättet med värdering av betydelse och intrång kan ses som en enkel Leopoldmatris. Det är den äldsta och mest kända matrisen som ofta används för miljökonsekvensbeskrivningar av projekt och planer. MTM omfattar sålunda en enkel MKB redan i planeringsskedet. Kritiken mot Leopoldmatrisen har framför allt riktats mot risken för dubbelräkning och mot att endast direkt påverkan kan identifieras (Bisset (1980) och Lee & Wood (1978) i Hilding-Rydevik (1986)). Utvecklarna av MTM anser dock att intrånget inte ska betraktas som en linjär orsaks- och verkanskedja, utan att även indirekta effekter ska beaktas.

Förutsägelser av effekter och fördelning av värden på dem diskuteras av Åkerblom (1991). Den studien gäller miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) för vägprojekt, men eftersom MTM innehåller en MKB-del kan resonemangen anföras även här. För vägprojekt i Kanada är det vanligt att man i värderar och viktat effekterna, och att ett slutvärde räknas fram för varje alternativ ("grand index"). I MTM skulle detta jämföras med intrångssumman från moment D, vilken förs till skydds- och exploateringsmatrisen E. Åkerblom anger flera svårigheter med värderingsmomentet.

- Värderingen visar ofta inte hur effekterna fördelas, det vill säga vilka som tjänar och vilka som förlorar på olika alternativ.
- Risken för att objektiva fakta blandas med subjektiva värderingar.
- Viktningsmomentet kan innebära att meningen bakom siffrorna minskar i betydelse då man jämför siffror med andra siffror.

Av avgörande betydelse för värderingen är bland annat

- att värderingsmetoden är lätt att förstå för beslutsfattare och för dem som granskar dokumentet.
- Sammansättningen hos referensgruppen (I MTM görs detta av en person!)
- Vilka effekter som har värderats och hur de motiveras

I Sverige har en metod med värdering av objekt och formelement använts för den geomorfologiska karteringen av fjällkedjan. Värderingen gjordes med hjälp av skilda poängskalor för olika aspekter, och resultatet var en klassning i fyra grupper. Eftersom inventeringen är gjord på ett enhetligt sätt anser SNV(1983) att inventeringen ger goda förutsättningar för jämförelser mellan olika områden.

Tidsaspekten finns inte diskuterad i beskrivningen av MTM. Intrångsbedömningen är till exempel i hög grad beroende av om man betraktar åtgärden i ett fem- eller femtioårsperspektiv.

8.4. Intresseavvägning

I SNV's anvisningar för grushushållningsplanering anges översiktsplanen vara ett viktigt styrmedel vid intresseavvägningen. Den teoretiskt uttagbara volymen kan reduceras väsentligt då andra intressen kommer med i bilden. SNV (1987) säger att bevarandeintressena måste väga tungt vid avvägningen eftersom de bara kan tillgodoses genom just bevarande och som regel inte kan ersättas av andra områden. MTM innebär en mer systematisk genomgång av

- lokal och regional betydelse
- känslighet för påverkan

Detta görs i andra värderingsomgången för alla de konkurrerande intressena.

Det är med andra ord en verklig *avvägning* både i första värderingsomgången - då huvudmotsättningarna utkristalliserar - och i den andra då även *grusets positiva sidor som materialtillgång* beaktas. I svensk grushushållningsplanering finns endast litet utrymme för detta. "Avvägning" är i det fallet en missvisande benämning eftersom den endast tar hänsyn till de positiva sidorna av ena parten; de motstående intressena. Även om materialets sammansättning och volym redovisas sker ingen värdering av användbarheten. En sådan värdering/ gradering skulle kunna ställas mot värderingen av de motstående intressena. Det kan vara en medveten styrning; bevarandeintressena är ofta villkorlösa och dessutom ekonomiskt underlägsna exploatörens intressen.

Skillnaderna mellan MTM och grushushållningsplaner i Sverige kan sammanfattas så här, se figur 23:

	<i>Grushushållningsplan</i>	<i>Miljötillgångsmetoden</i>
Numerisk värdering av tillgångens produktionsförmåga		X
Användbarhet, sammansättning redovisas	X	
Produktionsområden redovisas	X	
Uppdelning av objektiv och subjektiv del		X
Numerisk viktning av andra intressens betydelse		X
Numerisk värdering av förväntat intrång		X
Klassning endast m a p motstående intressen - grusets värde konstant	X	
Avvägning med samma metodmässiga förutsättningar		X
Redovisning av alternativa material och återvinningsmöjligheter	X	

Figur23. Jämförelse MTM och grushushållningsplaner

I Uppsala kommuns grushushållningsplan listas ett antal punkter som ska beaktas i täktärenden. Dessa är

- bevarandeintressen
- samordningsmöjligheter
- transporter
- återvinning och masshantering
- efterbehandling av täkter
- planering
- allmänt - ny och befintlig täkt

Under den första punkten - bevarandeintressen - anges riktlinjerna för bedömningen så här:

"Täkttillstånd ska ej ges om inte samhällsnyttan överväger framför skadan på kultur- och naturmiljön. Detta innebär t ex att täkttillstånd inte bör ges för små naturgrusförekomster tillhörande klass II och klass III med ingen eller liten påverkan från täktverksamhet. Grusbrytning i sådana avlagringar saknar betydelse för regionens grusförsörjning och medför onödig skada på kultur och naturmiljön." (Uppsala kommun,1992).

Detta utgör i ett svep hela den procedur MTM omfattar. Skillnaden utgörs sålunda av hur man systematiserar bedömningen, hur den splittras upp på flera mindre delbedömningar eller om den görs i ett sammanhang.

9. ANPASSNING TILL SVENSKA FÖRHÅLLANDEN

Den österrikiska metoden är utarbetad på basis av de fysiska och planrättsliga förhållanden som gäller i Österrike. Sverige har både en annan geologisk uppbyggnad av sina grustillgångar och en annan planlagstiftning. Metoden behöver därför anpassas till de förutsättningar som gäller här. Genom att utnyttja de instrument som finns tillgängliga (grusinventering, grushushållningsplanering m m) är det möjligt att använda metoden i svensk naturresursplanering. Nedan följer en beskrivning av de förändringar som kan göras för bästa användbarhet och måluppfyllelse.

9.1. Första värderingsomgången

9.1.1. Värdering av principiell produktionsförmåga

I SGUs grusdataarkiv finns information om mängden material över grundvattenytan och materialets sammansättning. SNV (1987) betonar att materialets *användbarhet* ska vara vägledande när man ska avgöra en täkts lämplighet. Ett exempel kan illustrera detta:

Inom ett område planeras ett stort vägbygge. Till väggroppens olika delar behövs stora mängder material och därför söker vägexploatören ett lämpligt täktområde. En grustillgång med övervägande grov sammansättning finns i närheten, liksom ett bergområde med bra materialkvalitet. Materialkraven för vägen är sådana att bergmaterialets kvalitet är tillräcklig för 90 % av behovet.

Om man värderar enligt den österrikiska metoden får gruset ett *högre* kvalitetsvärde än bergmaterialet. Förutsättningarna att få exploatera grustillgången är därmed större än att få öppna en bergtäkt, alla andra faktorer lika. En brist i metoden syns här tydligt. Att inte använda bättre material än nödvändigt är en princip som betonas av bland annat naturvårdsverket. Allt annat är dålig hushållning med naturresurser.

Moment (A) bör revideras så att värderingen även omfattar materialets användbarhet. Problemet är att användbarheten är relativ. Finns det mycket bra naturgrus men bara dåligt bergmaterial får gruset ett högre värde på grund av bristen på alternativ. Leder en sådan värdering till god hushållning? Alternativet kan vara långa transporter av berg med stora miljöstörningar som följd.

Här framträder nyttan av inventeringarna av grus, berg och morän. Endast med kompletta inventeringar där samtliga grus- berg- och moräntillgångar samt tillgångar av restprodukter finns redovisade, ges möjlighet till en relevant bedömning av olika alternativs användbarhet och lämplighet.

I den österrikiska modellen görs också en bedömning av tillgångens lokala betydelse, men bara om *två anspråk* (till exempel grus och grundvatten) *finns på samma geografiska område*. Det görs i den andra värderingsomgången som syftar till att avgöra vilket av två konkurrerande anspråk som bör ges företräde.

Värderingen i (A) skulle kunna göras så här om man tar hänsyn till det som hittills diskuteras:

Den väsentliga frågan är:

Vad är värdet av tillgången då man beaktar

- a, användbarhet och*
- b, alternativ inom grusförsörjningsområdet?*

Användbarheten bör bedömas utifrån vad materialet huvudsakligen ska användas till och vilka krav som ställs på det. Principen "inte bättre material än nödvändigt" bör gälla. Naturgrus får därmed inte automatiskt ett lågt = bra värde.

Alternativ inom grusförsörjningsområdet ska tas med i bedömningen. Om frågan gäller en grustillgång och det redan finns öppnade grustäkter bör värdet sålunda bli högt=dåligt. En bergtäkt i området skulle däremot - om inga andra finns - få bra värden eftersom det gynnar hushållning med naturgrus. Graderingen kan se ut som följer:

- 1 - mycket värdefull tillgång**
- 2 - värdefull tillgång**
- 3 - användbar tillgång**
- 4 - obrukbar tillgång**

De som utarbetat metoden har vissa invändningar mot detta. De anser att steg (A) endast ska omfatta kvalitetsaspekter, och att en separat värdering för bergmaterialet istället kan göras. Tillgångarnas skydds- respektive exploateringsvärde skulle sedan kunna jämföras, och om det behövs kan en andra värderingsomgång genomföras.

9.1.2. Befintliga inskränkningar i produktionsförmågan

Den första parametern i moment (B) är avstånd till planmässig bebyggelse. Är avståndet mindre än 300 meter betraktas det i Österrike som en kraftig inskränkning i produktionsförmågan (eller snarare möjligheten att utnyttja produktionsförmågan). I Sverige brukar man säga att bullret kan begränsas så att bostadsbebyggelse kan ligga 500 meter från täkten. Damm kan dock spridas över betydligt större områden om inga skyddsåtgärder vidtas. Topografin har stor betydelse för buller- och dammspridning, och verksamheten ska därför klara SNVs riktlinjer för externt industribuller. Enbart avståndsgränser kan vara ett alltför stelt instrument för att avgöra störningsgraden. Fördelen med fixa avståndsgränser är att metoden blir mer lättarbetad; ska en bullerutredning göras blir processen genast mer omständlig. Avståndsgränser kan å andra sidan ses som ett minimum oavsett buller och dammpåverkan. För boendekvaliteten kan det anses befogat med en skyddszon kring samlad bebyggelse. Tillgången till närreklamationsområden är ett skäl till detta.

Den andra parametern gäller förekomsten av skyddsbestämmelser inom det aktuella området. I Österrike anges även skog vara en restriktion mot exploatering. Det är tveksamt om den faktorn är relevant i Sverige, eftersom intrånget i naturmiljön döljs av skog. I vissa områden där tillgången på skog är liten kan det vara en befogad inskränkning, men detta kan man ta med vid bestämning av konfliktbenägenheten under (D). Andra skyddsbestämmelser gäller landskapsbilden, naturvården och vattenskyddet. Även så kallade "Schongebieten", områden där särskild hänsyn ska tas till visst intresse, anges som en inskränkning. I Sverige finns flera typer av skyddsområden:

- *riksintresseområden*
- *nationalparker*
- *naturreservat*
- *naturvårdsområden*
- *skyddsområden för vattentäkt*

I områden av riksintresse för naturvården, kulturminnesvården och friluftslivet står det klart att *kraftiga inskränkningar* finns mot exploateringsintresset. Dessa *skall* skyddas mot åtgärder som påtagligt kan skada natur- eller kulturmiljön (NRL 2:6). Inom nationalparker, naturreservat och naturvårdsområden gäller särskilda bestämmelser för varje område. Då täkten berör någon av dessa skyddstyper bör man alltså kontrollera de aktuella restriktionerna. Nationalparker kommer troligen inte att tas i anspråk, eftersom syftet med dem bland annat är att bevara områdena i sitt naturliga skick (NVL 4 §).

Alternativt kan grusinventeringens uppdelning i naturvårdsklasser användas. I den klassificeringen har man redan tagit hänsyn till både landskapsbild, biologiska och hydrologiska intressen samt friluftslivets behov. Skillnaden är att dessa faktorer då får större tyngd redan i den första avgränsningen, jämfört med om man enbart skulle bedömt de rena naturvårdsaspekterna. I den österrikiska modellen tas till exempel friluftsliv in först senare i bedömningen. Naturvården har där en särställning jämfört med andra motstående intressen.

En tredje parameter gäller avståndet till grundvattenytan. Är det mindre än fem meter räknat från markytan betraktas det som en kraftig inskränkning. Mäktigheten skulle därför vara för liten för att exploatera innan grundvattenskyddet träder in. Detta resonemang förutsätter att grusutvinning under grundvattenytan inte är aktuell. I Sverige rekommenderar naturvårdsverket att grustillgångar under grundvattenytan bör utnyttjas där så är möjligt (SNV, 1987). I generell femmetersgräns eller motsvarande vore därför olämplig.

Inom skyddsområden för vattentäkt brukar grustäkt få bedrivas till 3 eller 1 meter över grundvattenytan i inre respektive yttre skyddszonen. Totalstopp för grustäkt inom vattenskyddsområdet är alltså inte aktuellt. Hur bergtäkt påverkar vattenintresset är oklart.

Ofta finns ett flertal olika inventeringar gjorda för olika ändamål och intressen. Exempel på sådana är

- *våtmarksinventering*
- *program för bevarande av odlingslandskap*
- *naturvårdsinventering*
- *kulturhistoriska inventeringar*

Klassindelningen bör grundas på uppgifter även i dessa dokument. Exempelvis har man i Tibro kommun gjort en klassificering där varje område har tilldelats en klass beroende på lämplighet för grusutvinning. Indelningen visas nedan, och baseras - liksom MTM - på att endast ett villkor behöver vara uppfyllt.

KLASS A:Täktverksamhet är inte tillåten i området. Utvidgning av befintlig täkt inom området kan vara aktuell, men bör utredas mycket noggrant, och bedömas mycket restriktivt.

För detta krävs att något av följande kriterier uppfylls.

- Området är av riksintresse för den vetenskapliga naturvården
- Området har den geovetenskapliga klassen I
- Området har ett klass-I-objekt enligt länsstyrelsens naturvårdsprogram
- Området innehåller ett klass-I-objekt enligt våtmarksinventeringen
- Området innehåller ett klass-I-objekt från "Förslag till åtgärder för bevarande av odlingslandskapet".
- Området innehåller ett klass -I eller -II-objekt ur ängs- och hagmarksinventeringen.
- Större delen ligger närmare än 500 meter från samlad bebyggelse.
- Annat starkt intresse

(Anm. Grusinventeringens indelning i naturvårdsklasser fanns inte tillgänglig då planen gjordes.)

Exemplet från Tibro visar att det kan vara svårt med generella anvisningar för kriterierna för klassindelningen. Grusinventeringen kan ha luckor och brister som kan avhjälpas med nyare inventeringar. Naturvårdsklasserna enligt grusinventeringen kan därför ses som ett minimum, en lägsta nivå för bedömningen. Nyare utredningar och inventeringar av olika slag kan medföra en strängare bedömning.

Sammanfattningsvis skulle en svensk anpassning av steg B skulle kunna se ut så här:

0 - *inga inskränkningar*

- Avstånd till samlad bebyggelse mer än 500 meter.
- Naturvärdesklass III enligt grusinventeringen eller
- Täkt området får inte ligga inom naturreservat, naturvårdsområde eller riksintressant område om täktverksamheten kan hindra syftet med skyddsbestämmelserna. (Täkt ej tillåten enligt skyddsföreskrifterna.)
- Höga skyddsvärden saknas enligt nya inventeringar

1 - *måttliga inskränkningar*

- Avstånd till samlad bebyggelse mer än 500 meter
- Naturvärdesklass II eller
- Täktområdet ligger inom naturreservat, naturvårdsområde eller riksintressant område av något slag.
- Läge inom yttre skyddszon för vattentäkt.
- Nya inventeringar ger anledning till en restriktiv bedömning

2 - *kraftiga inskränkningar*

- Avstånd till befintlig bebyggelse mindre än 200 meter
- Naturvärdesklass I eller
- Täktområdet ligger inom naturreservat, naturvårdsområde, riksintressant område eller inre skyddsområde för vattentäkt.
- Nya inventeringar anger att mycket höga skyddsvärden finns i området

9.1.3. Avståndsfaktor, (B2)

Enligt modellen ska nu siffrorna från A och B summeras för att få fram den "aktuella produktionsförmågan". Det är dessutom befogat att lägga till ytterligare ett steg; en **avståndsfaktor**. Eftersom transportererna utgör ett av de största problemen med ballastindustrin är det angeläget att den aspekten ingår i modellen. Om tåg- eller båttransporter används kan avståndsfaktorn eventuellt utelämnas. Förslagsvis kan momentet B:2 se ut så här:

(B2) Avståndsfaktor

- 0 - mindre än 10 km från avsättningsorten
- 1 - 10 - 40 km från avsättningsorten
- 2 - mer än 40 km från avsättningsorten

Totalsumman (A+B+B:2) kan bli mellan 1 och 8. Denna förs till Y-axeln på skydds- och exploateringsmatrisen E.

9.1.4. Bestämning av konfliktbenägenhet

I det här momentet finns möjlighet att lägga in vilka intressen man anser vara relevanta i varje speciellt fall. Matrisen kan utökas eller minskas efter behov. En faktor som ofta aktualiseras i samband med grustäkt är förekomst av fornminnen. Dessa är skyddade enligt lag och det bör kontrolleras med länsantikvarien att inga sådana hinder föreligger. Fornlämningar kan ha hittats sedan grusinventeringen gjordes!

9.1.5. Värdering av skyddsvärde och exploateringsvärde

I och med att transportfaktorn B:2 har tillkommit, blir det svårare att nå de riktigt bra (=låga) värdena; 1 till och med 3 som totalsumma. Frågan är om siffrorna för exploateringsvärde ska ändras? Så här ser de ut i dag:

- I- högt exploateringsvärde
- II- medelhögt exploateringsvärde
- III- lågt exploateringsvärde

Förslagsvis förblir de som de är i den ursprungliga modellen. Det innebär att viktiga tillgångar på längre avstånd kan hävda sig med mindre viktiga och /eller mer konfliktbenägna tillgångar på närmre håll. Exempelvis kan en närbelägen grustillgång med stora motstående intressen sparas och en mer avlägsen bergtillgång prioriteras. Typen av transportmedel är en faktor man kan påverka till skillnad mot förekomsten av oersättliga natur- och kulturvärden och en begränsad grustillgång. För att transportbelastningen inte ska öka, är det nödvändigt att andra transportmedel än lastbil används.

10. DISKUSSION OCH SLUTSATSER

Värderingsmodellen för naturresurser som har studerats har fördelar som gör den lämplig att använda vid planering, tillståndsgivning och MKB av både myndigheter och producenter. Den har dock även brister som bör åtgärdas för att den ska fungera tillfredsställande.

Fördelarna med modellen är flera. Värderingsmomenten görs genomgående öppna, vilket gör det möjligt att följa värderarens ställningstaganden i varje fråga. Öppenheten medför att det går att studera enskilda detaljer och diskutera och analysera dem och deras betydelse för slutresultatet. Vidare framgår det tydligt att modellen innebär en *samlad bedömning* av de olika konsekvenserna en täkt skulle orsaka. Den sammanfattar inte bara de olika delföljderna, utan eftersträvar att väga samman dem till en totalbedömning. Samtidigt är det möjligt att gå tillbaka och söka delmomentens betydelse för den samlade bedömningen.

En annan styrka med modellen är att den tar hänsyn till grustillgångens betydelse för samhället, dvs dess positiva exploateringsvärde. Olika grusförekomster har naturligt olika värde både ur bevarandesynpunkt och exploateringssynpunkt, och genom att även produktionsförmågan värderas blir det i hög grad en avvägning mellan de olika sidorna av grusvärdet (t ex som ballastmaterial, grundvattentillgång eller växtlokal för hotade arter) respektive mellan grustillgången och andra samhällsintressen (bebyggelse, kulturmiljö, landskapsbild m m). Värderingen är också tydligt uppdelad i en objektiv del (geologiska och hydrogeologiska förhållanden, befintliga skyddsområden) och ett i huvudsak subjektivt moment, där omgivande intressens betydelse uppskattas.

Vid den subjektiva bedömningen av omgivande intressen görs en numerisk värdering av dessa. Det är en fördel att denna värdering är indelad på dels betydelse, dels förväntat intrång. Sambandet mellan betydelsen av exempelvis vattenintresset och en täkts intrång i detta är inte absolut och går inte att generalisera. Intrångsvärderingen blir på det här sättet mer nyanserad än om endast betydelsen skulle bedömts. Denna typ av värdering har använts i MKB under flera år (Hilding-Rydevik, 1986).

Ytterligare en fördel är möjligheten att justera för ändrade förhållanden som har uppstått sedan värderingsprocessen påbörjades. Flexibiliteten medger även att modellen kan tillämpas för andra naturresurser, t ex grundvatten.

Metodens brister framträder främst vid värderingen av de omgivande intressena. Numerisk värdering kan, till skillnad mot när värdena redovisas verbalt, medföra risk för att komplicerade samband döljs av siffror, och att situationen verkar enklare än den är. Det kan tolkas som mer sant och säkert när siffror beskriver värdena än när ord gör det. Vidare finns risk för att värderaren räknar vissa värden dubbelt eftersom olika delvärden ofta går in i varandra (exempelvis att oförändrade vattenförhållanden är viktiga för att en viss biotop ska bevaras). Summering av delvärden kan därför bli missvisande om man inte är uppmärksam på problemet.

Värderingsproblemet kommer in i alla beslutssituationer; skillnaden är vem som ställs inför det. I den beskrivna modellen är det en opartisk tjänsteman som utför värderingen och lägger fram ett förslag för beslutsfattaren. Alternativet är att beslutsfattaren får en mängd del fakta, expertutlåtanden m m, och själv gör den samlade bedömningen. Beslutsfattarens kompetens är sålunda avgörande för om en värdering på förhand är motiverad eller ej (Åkerblom, 1991). Naturligtvis är även värderarens kompetens en viktig faktor, och vid användningen av denna modell krävs god lokalkännedom och kunskaper inom ett brett verksamhetsområde för att kunna bedöma intrång i omgivande intressen.

Vid bearbetningen av hela kartblad måste vissa generaliseringar göras områdesvis. Denna generalisering utgör ett riskmoment då lokala företeelser kan försvinna i redovisningen. Vid objektiv värdering kan också andra resultat erhållas än vid regional värdering.

I den ursprungliga modellen har man endast beaktat tillgångar av grus eller sand. I Sverige är det i många regioner angeläget att öka användningen av alternativa material som bergkross och morän och att använda naturgrus bara för de ändamål där det är absolut nödvändigt. Modellens utformning gör att en naturgrustillgång av god kvalitet får ett bättre utgångsläge än t ex bergkross ur exploateringssynpunkt, oavsett vilka krav som egentligen ställs på materialet. För att främja bättre hushållning med naturgrus föreslås därför att modellen anpassas till att omfatta även alternativa material, och att dess användbarhet tas med i bedömningen.

Ett av de största problemen med ballasthanteringen är transportererna från täkt till konsument. Denna faktor finns inte med i den österrikiska modellen, men genom att lägga till ett moment för avstånd mellan täkt och brukarcentrum får transportlängden ökad betydelse. Avståndsgränserna som föreslås ska inte ses som absoluta, utan kan justeras efter regionala förhållanden. En brist med detta moment är att vägens kvalitet inte beaktas. Exempelvis kan en längre sträcka på motorväg orsaka mindre miljöstörningar än en kortare väg genom tätbebyggt område. Vidare kan långa transporter med järnväg eller båt vara miljömässigt bättre än kortare vägtransporter, och avståndsfaktorn kan därför eventuellt uteslutas i dessa fall.

Underlagsmaterialets kvalitet är en mycket betydelsefull faktor för att en bra värdering ska kunna genomföras. Här finns ofta stora brister, även om det lokalt och regionalt kan finnas gott om inventeringar och databanker. Informationens tillgänglighet är vidare avgörande för användbarheten, och digitalt lagrade data underlättar möjligheterna att använda geografiska informationssystem (GIS) som arbetsredskap. Ett GIS är närmast ett krav för en effektiv modellering, visar erfarenheter från Österrike.

Metoden har förutsättningar att fungera som underlag för planering, tillståndsgivning och MKB genom att följande moment ingår (Hilding-Rydevik, 1986):

- bedömning av ett områdes känslighet för en viss åtgärd
- bedömning av effekterna på naturmiljön av en begränsad åtgärd
- konfliktanalys, där två användningsalternativ för ett område utvärderas

Sammanfattningsvis anser jag att värderingsmodellen ger ett väl underbyggt planerings- och beslutsunderlag vilket är viktigt för att kunna hävda betydelsen av hushållning med naturresurser i beslutsprocessen.

11. KÄLLFÖRTECKNING

11.1. Referenser

- Andersson, P., 1991. *Grushushållningsplan för Tibro kommun*. Stadsarkitektkontoret, Tibro kommun.
- Beck-Mannagetta, P., Grill, R., Holzer, H., Prey, S., 1990. *Erläuterungen zur Geologischen und zur Lagerstätten-Karte 1:1000 000 von Österreich. Einföhrung in die Geologie von Österreich*. Geologische Bundesanstalt. Wien.
- Bylander, S., 1992. *Grustäkt eller inte? - en uppsats för lantmäterisektionen*. Institutionen för mark- och vattenresurser och institutionen för fastighetsteknik, KTH. Stockholm.
- Eriksson, I-M., 1984. *Återanvändning av skadad mark i tätortsområden*. Svensk lantmäteritidskrift 76 (1984) nr 6.
- Glassel, S., 1984. *Grustag - en markresurs för framtiden*. Svensk lantmäteritidskrift 76 (1984) nr 6.
- Hatva, T., 1991. *Tagande av marksubstansers inverkan på grundvattnet*. Vatten och miljöstyrelsen. Finland.
- Hilding-Rydevik, T., 1986. *Metoder för naturresursplanering med ekologisk grundsyn - en litteraturstudie över naturvärderingsmetoder*. Byggeforskningsrådet, rapport R46:1986. Svensk Byggtjänst. Stockholm.
- Holme, I M., Krohn Solvang, B., 1991. *Forskningsmetodik. Om kvalitativa och kvantitativa metoder*. Studentlitteratur. Lund.
- Leveranstidningen Entreprenad, 1991, nr 43.
- Lind, B., Malbert, B., 1988. *Grundvatten i kommunernas planering*. Byggeforskningsrådet, rapport R90:1988. Stockholm.
- Mattig, U., 1991. *Der Einsatz von naturaumpotentialkarten als Beitrag zur rumplanischen Sicherung oberflächennaher Rohstoffe Sand und Kies in der Bundesrepublik Deutschland und in Norwegen*. Den Naturwissenschaftlichen Fakultäten der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen- Nürnberg.
- Nilsson, K., 1984. *Björkadammen och Käglinge - goda exempel på efterbehandling av mark*. Svensk lantmäteritidskrift 76 (1984) nr 6.
- Pirkl, H.R., Letouzé-Zezula, G., Heinrich, M., 1991. *Rohstoffnutzung und Umweltschutz: Wege zur Konfliktminderung*. Mitteilungen Österreichisches Geologisches Gesellschaft, 83 (1990). Wien.

- Pöschl, M., Untersweg, Th., 1991. *Naturraumbewertungsmodelle - ein Methodenvergleich*. Institut für Umweltgeologie und Angewandte Geographie Forschungsgesellschaft Joanneum Ges.m.b.H. Graz.
- Qvarfort, U., 1991. *Samhällets behov av miljögeologisk information*. Grundvatten 1/91. SGU. Uppsala.
- Rosén, L., 1991. *Hydrologiska klassificeringssystem för framställning av planeringsunderlag i grundvattenfrågor*. Grundvatten 1/91. SGU. Uppsala.
- Sand und Kies aktuell, 1991. Informationen der Österreichischen Arbeitsgemeinschaft für Sand und Kies.
- Statens Naturvårdsverk, 1979. *Täkt - allmänna råd*. Råd och riktlinjer. Stockholm.
- Statens industriverk, 1980. *Grus och sand på land och i hav, 1980*. SIND 1980:1. Stockholm.
- Statens Naturvårdsverk, 1983. *Inventering av naturgrus och alternativa material - allmänna råd*. Stockholm.
- Statens Naturvårdsverk, 1987. *Grushushållningsplanering - Allmänna råd 87:5*.
- Statens Naturvårdsverk, 1990a. *Grundvattentäkter. Skyddsområden - Skyddsföreskrifter*. Allmänna Råd 90:15.
- Statens Naturvårdsverk, 1990b. *Områden av riksintresse för naturvård och friluftsliv*. Rapport 3771. Norrköping.
- Statens Naturvårdsverk, 1992. *Bergtäkt, berg- och gruskrossverk - branschfakta*.
- Uppsala kommun, 1992. *Förslag till grushushållningsplan för Uppsala kommun - samråds version*.
- Wikström, L., 1984. *Landskapsplanering i samband med täkt under grundvattenytan*. Svensk lantmäteri-tidskrift 76 (1984) nr 6.
- Vilborg, L., 1992. *MIST Naturgrus och alternativa material*. Statens naturvårdsverk, Naturre sursavdelningen, Enheten för fysisk planering och friluftsliv. Solna.
- Åkerblom, S., 1991. *Miljökonsekvensbeskrivningar: Arbetsmodell för MKB, MKB-processen i Kanada samt tre exempel på MKB för vägprojekt*. Umeå Universitet. MHS 1991:22.

11.2. Övrig litteratur

- Andersson, M., 1991. *Konsekvensanalys av övervägd bergtäkt i Uppsala län - en tillämpning av positionsanalys*. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för ekonomi. Rapport 35. Uppsala.

Statens Naturvårdsverk, 1990c. *Naturvård och hushållning vid utvinning av sten, grus, sand och torv*. Underlagsrapport till Natur '90 Aktionsprogram för naturvård. Rapport 3819. Solna.

Sveriges Geologiska Undersökning, 1992. *Grus, sand och industrimineral; produktion och tillgångar år 1991*.

Lagtext:

Naturvårdslagen; SFS 1991:641.

Lagen om hushållning med naturresurser m m; SFS 1987:12, SFS 1991:650.

Lag om kulturminnen m m; SFS 1988:950

Miljöskyddslagen; SFS 1969:387, SFS 19991:648.

Plan- och bygglagen; SFS 1987:10

Vattenlagen; SFS 1983:291

11.3. Muntliga källor

Bergman, B, 1992. Grus- och makadamföreningen.

Grånäs, K, 1992. Sveriges Geologiska Undersökning, Uppsala.

Janson, R., 1992. Länsstyrelsen i Stockholms län, miljövårdsenheten.

Jansson, M., 1992. Länsstyrelsen i Stockholms län, planenheten.

Nilsson, Y, 1992. Naturvårdsförvaltningen, Uppsala kommun.

Åkerblom, G., 1993. Statens Strålskyddsinstitut.

I SGUs serie Rapporter och meddelanden har tidigare utgivits:

- *1. Utredning rörande det svenska jordbrukets kalkförsörjning 1-2. 1931.
- *2. **Sahlström, K.E.** Sveriges lodade sjöar. 1945.
- *3. **Ödman, O.H.** Rapport över manganmalmsletningen i Jokkmokks socken 1940-48.
4. **Stålhös, G.** Bidrag till kännedomen om den radioaktiva strålningens fördelning inom den svenska berggrunden. 1959.
5. **Johansson, H.G. och Ericsson, B.** Grusutredningen -74. Översiktlig inventering av sand- och grusförekomster - Försöksverksamhet. 1976.
- *6. **Knutsson, G., m.fl.** Grustillgångarna i Östersundsområdet. Del 1 inventering. 1976.
- *7. **Ericsson, B.** Svallgrustillgångar längs Kilsbergen, Örebro län. 1977.
8. **Gustafsson, O. och De Geer, J.** Skånes större grundvattentillgångar. 1977.
9. **Knutsson, G. och Fagerlind, T.** Grundvattentillgångar i Sverige. 1977.
10. **Modig, S., Knutsson, G., Nordberg, L. och Persson, G.** Särtryck ur Ymer 1978 - Bebyggelsen och vattnet. 1978.
11. **Guy-Ohlson, D.** Jurassic biostratigraphy of three borings in NW Scania. (A brief palynological report.) 1978.
12. **Gustafsson, O., Andersson, J.-E. och De Geer, J.** Sammanställning av hydrogeologiska data från Kristianstadsslätten. 1979.
13. **Hörnsten, Å.** Sand och övriga jordarter i Öresund. Maringeologiska kartor över Öresund. 1979.
- *14. Hydrogeologi vid SGU. Särutgåva av Vannet i Norden. 1979.
15. **Knutsson, G., Lindén, A. och Rudmark, L.** Grus- och moräntillgångar i Nybroregionen. 1979.
16. **Wilson, M.R. och Sundin, N.O.** Isotopic age determinations on rocks and minerals from Sweden. 1960-1978.
17. **Karlqvist, L. och Qvarfort, U.** Modell för simulering av utbytesförlopp i ett sand-bentonitskikt. 1980.
18. **Karlqvist, L. och Qvarfort, U.** Gruvhanteringens inverkan på Bersboområdet, Åtvidabergs kommun. 1980.
19. **Wilson, M.R. and Åkerblom, G.** Uranium enriched granites in Sweden. 1980.
- *20. **Cato, I. och Engdahl, M.** Beskrivning till temakartor utvisande var särskild uppmärksamhet av stabilitetsförhållanden erfordras inom vissa bebyggda eller detaljplanerade områden med lerjord. 1982.
21. **Olsson, T.** Ground-water-level fluctuations as a measure of the effective porosity and ground-water recharge. 1980.
22. **Bergström, J. och Shaikh, N.A.** Malmer, industriella mineral och bergarter i Kristianstads län. Projekt i länsplanering 1980. 1980.
23. **Lilja, A.** Störning av berggrundens temperaturförhållanden vid hammarborrning. 1981.
24. **Agrell, H.** Gotska Sandöns kvartärgeologi. (Summary: The Quaternary geology of the island of Gotska Sandön in the Baltic.) 1981.
25. **Laufeld, S., (Ed.)** Proceedings of Project Ecostratigraphy Plenary Meeting, Gotland, 1981. 1981.
26. **Fredén, C., m.fl.** Tuveskredet, 1977-11-30. Geologiska undersökningar. Särtryck av SGI Rapp. 11 B. 1981.
27. SWIM 81. Intruded and relict groundwater of marine origin. Proceedings of Seventh Salt Water Intrusion Meeting, Uppsala, Sweden, 14-17 September 1981. 1981.
28. **Aastrup, M., Aneblom, T., Henriksson, B. och Persson, G.** PMK-grundvatten. Lägesrapport mars 1982. 1982.
29. Energigeologi. Exempel på verksamhet inom energisektorn vid SGU. April 1982.

30. Åkerblom, G. and Wilson, C. Radon – geological aspects of an environmental problem. 1982.
31. Bergström, J. och Shaikh, N.A. Malmer, industriella mineral och bergarter i Malmöhus län. 1982.
32. Ericsson, P. och Grånäs, K. SGU:s grusdataarkiv. 1983.
33. Sivhed, U. Upper Cretaceous Ostracodes from the Malen Limestone quarry and the river Stensån, southern Sweden. 1983.
34. Berggrundsgeokemi som prospekteringsmetod i Sveriges urberg. Föredrag och inlägg från ett symposium i Uppsala den 17–18 mars 1983 anordnat av Sveriges geologiska undersökning och Svenska Gruvföreningen. O. Selinus (Red.). 1983.
35. Vanadin. 1984.
37. Andersson, M. och Ohlsson, S.-Å. Geokemisk kartering. 1984.
38. Lundqvist, Th. Färg- och teckenschema för SGU:s berggrundskartering. 1984.
39. Lindewald, H. Salt grundvatten i Sverige. 1985.
40. Guy-Ohlson, D. and Malmquist, E. Lower Jurassic biostratigraphy of the Opegård Bore No. 1, NW Scania, Sweden. 1985.
41. Andersson, M. Geokemisk kartering. Tungmineralanrikad morän. Kartbladen 15–16, C–D och 16–17, G. 1985.
42. Ressar, H. och Ohlsson, S.-Å. Geokemisk kartering. Bäcktorv. Bilaga: Beskrivning av de fjorton spårelementens exogena geokemiska kretslopp av John Ek. 1985.
43. Grundvattennätet. Svenskt vattenarkiv. 1985.
44. Grundvattenkvalitet. Svenskt vattenarkiv. 1985.
45. Shaikh, N.A., Samuelsson, L., Sundberg, A. och Wik, N.-G. Malmer, industriella mineral och bergarter i Älvsborgs län. 1986.
46. Fredén, C. Quaternary marine shell deposits in the region of Uddevalla and Lake Vänern. 1986.
47. Ahlberg, P. Den svenska kontinentalsockelns berggrund. 1986.
48. Ressar, H., Ohlsson, S.-Å. och Ekelund, L. Geokemiska kartan. Tungmetaller i Bäcktorv. Översiktskartbladen Kalmar, Oskarshamn, Sundsvall och Vilhelmina. 1986.
49. Ressar, H., Ohlsson, S.-Å. och Ekelund, L. Geokemiska kartan. Tungmetaller i Bäcktorv. Översiktskartbladen Malmö och Sundsvall. 1987.
50. Shaikh, N.A., Persson, L., Sundberg, A. och Wik, N.-G. Malmer, industriella mineral och bergarter i Jönköpings län. 1989.
51. Ressar, H., Ekelund, L. och Ohlsson, S.-Å. Biogeokemiska kartan. Tungmetaller i Bäckvattenväxter. Översiktsbladen Göteborg och Borås. 1988.
52. Gustafsson, O., Jonasson, S.A. och Andersson, C. Grundvattenundersökningar på Kristianstadsslätten 1976–1987. 1988.
53. Andersson, M. Markgeokemiska kartan 18–22, G–I. 1988.
54. Shaikh, N.A., Karis, L., Kumpulainen, R., Sundberg, A. och Wik, N.-G. Kalksten och dolomit i Sverige. Del 1. Norra Sverige. 1989.
55. Shaikh, N.A., Karis, L., Snäll, S., Sundberg, A. och N.-G. Wik. Kalksten och dolomit i Sverige. Del 2. Mellersta Sverige. 1989.
56. Shaikh, N.A., Bruun, Å., Karis, L., Kjellström, G., Sivhed, U., Sundberg, A. och Wik, N.-G. Kalksten och dolomit i Sverige. Del 3. Södra Sverige. 1990.
57. Modig, H., Miller, U. och Robertsson, A.-M. Karbonat i jord. Del 4. Försurning i äldre sedimentlagerföljder med anknytning till och i jämförelse med nutid. 1990.
59. Andersson, M. Markgeokemiska kartan 16–18, G–I. 1989.
60. Ressar, H., Ekelund, L. och Ohlsson, S.-Å. Biogeokemiska kartan 14–16, G–H. Tungmetaller i bäckvattenväxter. 1990.
61. Kornfält, K.-A., Samuelsson, L., Sundberg, A., Wik, N.-G. och Wikman, H. Malmer, industriella mineral och bergarter i Kronobergs län. 1990.

62. **Andersson, M.** Markgeokemiska kartan 18-21, H-J. 1990.
63. **Ressar, H., Ekelund, L. och Ohlsson, S.-Å.** Biogeokemiska kartan 8-10, A-D. Tungmetaller i bäckvattenväxter. 1990.
64. **Cato, I.** Sedimentundersökningar i Brofjorden särskilt Trommekilen 1989, samt förändringar efter 1972 och 1984. 1990.
65. **Bruun, Å., Kornfält, K.-A., Sundberg, A., Wik, N.-G., Wikman, H. och Wikström, A.** Malmer, industriella mineral och bergarter i Kalmar län. 1991.
66. **R. Frietsch, A. Sundberg och N.-G. Wik.** Register över svenska fyndigheter av malmmineral och industriella mineral och bergarter. 1991.
67. **Robertsson, A.-M.** Strandförskjutningen i Eskilstunatrakten för ca 9000 till 4000 år sedan. 1991.
68. **Ressar, H., Ekelund, L. och Ohlsson, S.-Å.** Biogeokemiska kartan 5-7, I-K och 8-10, E-G. Tungmetaller i bäckvattenväxter. 1991.
69. **Selinus, O. (ed.)**. 2nd International Symposium on Environmental Chemistry. (Abstracts).1991.
70. **Andersson, M.** Från Falkenberg till Blomstermåla; nuläge och framtida effekter av syrabelastning. 1992.
71. **Hopsu, V.** Norbergs gruvor på 1960-, 70- och 80-talen. 1992.
72. **Gustafsson, O.** Radonhalten i grundvatten från granitområden i Malmöhus län. 1992.
73. **Andersson, M. och Nilsson, C.A.** Markgeokemiska kartan 3-7, F-H. 1992.
74. **Cato, I.** Sedimentundersökningar längs Bohuskusten 1990 - Göteborgs och Bohus läns kustvattenkontroll. 1992
75. **Ekelund, L., Nilsson, C.-A. och Ressar, H.** Biogeokemiska kartan 8-10, G-J och 11-12, H-J. Tungmetaller i bäckvattenväxter.
76. **Stephens, M.B. and Wahlgren, C.-H. (Conveners).** Workshop. Ductile shear zones in the Swedish segment of the Baltic Shield. Abstracts and excursion guide. Uppsala 1993.

* Utgången



Distribution

SGU
Box 670
751 28 UPPSALA
Tel 018-17 90 00