

수변구역 산림에 의한 수질정화기능 증진에 관한 고찰

박 재 현¹⁾

¹⁾ 진주산업대학교 산림자원학과

Investigation on the Enhancement of Water Purification Functions in Forest Watershed

Park, Jae-Hyeon¹⁾

¹⁾ Dept. of Forest Resources, Chinju National University, Chinju, Korea

ABSTRACT

This study is aimed to review the previous research accomplishments with analysis of problems and to suggest the counter plan for the watershed management and the ongoing research strategy. Phytoremediation provides a cost-effective techniques having a merit of low investment and maintenance cost. It could be one of the best techniques, which is an alternative plan to overcome economical situation and lack of experts in our country. In forest watershed affected by waste water and heavy metal pollutants should be controlled by vegetative remediation system, but the disposal techniques of harvested plant materials should be developed. Also, high degree areas of natural vegetation as a key model to recover the vegetation should be well conserved. It is important to restore forest continuity between upper stream and lower stream basin with the restoration of damaged in forest watershed. It is established to integrated protection system for land use and management plan and to natural environment evaluation methods affected by projects such as erosion control and developments in stream and forest. In addition, I suggest the continuous environmental monitoring system to treat the pollutions concerned.

Key words : *Enhancement of water purification functions, watershed, recover vegetation, environmental monitoring system*

I. 서 론

육수생태계와 육상생태계의 접경부에는 수변이라는 독특한 생태계가 나타난다(Odum, 1983). 따라서 수변부는 교육 및 생태계 연구의 장을 제공하는 등 그 기여도가 대단히 크다(조강현, 1997).

산림유역 및 수변구역에서는 오염물을 정화시키는 수질정화기능을 수행하는데, 산림유역에서 수분이나 양분은 수목을 매개로 하여 순환한다. 坂本(1993), 大類 등(1994), 박재현과 우보명(1997)은 강우, 수관통과우·수간류, 토양수, 계류수에서 용존물질농도를 비교함으로써

산림의 수질정화기능을 평가할 수 있다고 하였다. 그 결과, 뒗 등(1996), 박재현과 우보명(1998)은 임내수에 녹아 있는 물질량은 강수보다 많다고 하였으며, Anderson(1991)과 大類 등(1995)은, 수간류는 나무의 줄기에 가까운 토양일수록 토양의 화학적 성질과 식생 분포에 다양한 영향을 미친다고 하였다. 또한, Parker(1983)는 수관통과수와 수간류의 화학적 조성에 영향을 미치는 인자는 강수량, 고도, 오염원과의 거리, 수령, 토양의 비옥도라고 하였다.

한편, Likens 등(1967)은 모두베기한 지역에서는 Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NO_3^- -N 등이 급격히 증가해 계류수질을 변화시키는 등 모두베기 시업의 역효과를 언급하였다. Remy(1985)도 모두베기 시업한 지역의 경우 처리하지 않은 시험구보다 NO_3^- -N이 많이 유출되어 수질을 악화시키므로 모두베기는 가능하면 피해야 한다고 강조하였다. 相澤(1993)은 수간류의 pH가 높은 활엽수를 침엽수 인공림으로 바꾸었을 경우 수간류의 낮은 pH로 인해 토양이 산성화되므로 활엽수의 시업은 산림토양의 산성화를 억제시킨다고 하였다. 아울러 Baumler와 Zech (1998)는 간벌 등 산림시업 후 토양수에서 용존물질의 양이나 오염도를 파악할 수 있는 간접적인 지표인 전기전도도는 일시적으로 증가하나 1년이 경과한 후에는 토양의 강한 완충능으로 인해 간벌 전으로 안정화된다고 하였다.

따라서 최근에는 산성비에 의한 토양산성화를 억제시키는 수종을 개발하기 위한 노력이 다각적으로 이루어지고 있다(임병선 등, 1996).

또한, 비점오염물질 여과를 통한 수질오염 방지와 생태네트워크 구축 및 이동통로 제공 등의 측면에서 보전가치가 높은 수변구역 산림 및 수림대의 조성이 필요하다. 더욱이 조성된 수림대의 효과적인 보전을 위해서는 완충지대 폭의 설정, 수질정화 효과를 극대화하기 위한 수변 녹지대의 수평적·수직적 구조의 보완이 필수적이다. 아울러 수변녹지대는 수질정화 기능을 잘 유지할 수 있도록 보전대책이 수립되어야 한다. 특히 수변녹지대의 보호를 위해서는 적정 폭을 산정하여 토지를 매수하고 공유

지화 하거나 토지용도변경 제한 및 행위규제 등이 요구된다. 완충녹지대를 거친 영양물질의 제거효율은 30~100%까지 다양하고, 이러한 녹지대는 5~30m의 폭이 될 수 있지만 최소 5~10m 내의 효과가 전체 성공부문에서 중요하다는 보고가 이를 잘 대변하고 있다(김귀곤, 2001).

뿐만 아니라 습지를 복원하거나 조성하는데 있어서는 습지생태와 원리를 이해하여야 하며, 과도한 공학적 기술을 동원하지 않아야 한다(Mitsch and Gosselink, 2000; 조강현, 2001).

최근에는 숲가꾸기 등 산림시업이 활발하게 전개되고 있고, 그 결과 산림의 수원함양기능에도 유리한 영향이 나타나고 있다. 그러나 갈수기에는 유량이 감소하는 현상도 발생하고 있고(太田, 1998), 계류와 하천으로 유입되는 유출토사량도 감소하고 있다.

환경부는 팔당호와 남·북한강, 경안천의 양쪽 즉, 여의도 면적의 약 30배에 달하는 500m에서 1km이내의 총면적 255km²에 우리나라에서 처음으로 수변구역을 지정하고, 이 지역에는 호텔 등 숙박시설과 공장, 축사, 음식점, 목욕탕 등 오염물질을 다량 배출하는 시설물의 신축을 금지하도록 하고 있다. 아울러 이들 수변구역을 지정함과 동시에 특별 관리함으로써 녹지대를 조성하고 오염물질 정화기능을 수행하는 완충지대를 조성하려고 한다. 즉, 수변구역은 엄격한 규제를 받고 있는 상수원보호구역과 개발제한구역 등을 제외하고, 경기도의 남양주-용인시, 광주-가평-양평-여주군과 강원도의 춘천-원주시, 충북 충주시 등 3개 도 9개 시·군에 걸쳐 있으며, 상수원보호를 위한 특별대책지역의 경우 강 양쪽 1km이내, 나머지 지역은 500m 이내로 지정했다(환경부, 1999).

이렇게 지정된 광대한 면적의 수변구역에서 수질정화기능을 증대시키기 위한 연구가 필요하며, 이를 위해서는 임업선진국 등에서 실시한 다양한 연구를 고찰해 볼 필요가 있다. 따라서 이 연구는 산림유역 및 수변구역에서 수질정화기능을 증대시키기 위한 선행연구를 비교·분석하고, 장래에 우리나라에서 수행되어야 할 연구방향을 정립하기 위한 기초자료를

제공하는데 그 목적이 있다.

II. 산림유역 및 수변구역의 수질정화기능 증대

1. 수변구역의 생물다양성

(1) 증분포 특성

현재까지는 식물사회학적 연구에 의해서 수변구역 산림의 종조성과 수종의 분포특성이 밝혀져 왔다(石川, 1980; Ohno, 1982). 수변구역 산림의 수종구성은 기후조건에 의해서 달라지는데, 홋카이도에서 버드나무류를 우점종으로 하는 수변구역 산림은 상류에서 하류지역까지 넓게 분포하고 있고, 선상지에는 당느릅나무를 우점종으로 하는 산림이, 습지에서는 들메나무가 우점하는 산림이 분포하고 있다(大嶋 등, 1990; 鈴木 등, 1997; Sakio, 1997).

하나의 하천이라도 수변구역 산림은 상류와 하류에 따라 다르다. 홋카이도에 있는 상류지역과 하류지역에서는 버드나무의 종도 틀리고, 같은 지역에서도 하천의 특성에 따라 몇몇 종의 버드나무가 공존하고 있다. 관동지방의 황폐계천에서는 최상류지역의 아고산대 하부에서 자라는 낙엽송이나 화백나무가 수변구역 산림의 주요한 구성종이다(新山, 1987, 1989).

지금까지는 수목의 분포나 갱신이 하천지형과 퇴적물에 의해서 달라진다는 결과가 보고되었으나, 지형변화를 일으키는 계류·하천의 교란이 수변구역 산림의 갱신에 미치는 영향에 관한 연구는 시작 단계에 불과하다(崎尾 등, 1995).

수변구역에 있어서 생물다양성은 다른 곳에 비해 높다고 할 수 있다. 예를 들면, 식물종의 경우 북미태평양연안의 수변구역 산림에서는 인접한 비탈면림보다 종류가 2~3배나 많고(Gregory and Ashkenas, 1990), 스웨덴의 한 하천에서는 스웨덴에 분포하는 전체 고등식물의 13%가 출현한다(Nilsson, 1992).

일본의 냉온대지역 중·소하천변에 발달하는 수변구역 산림은 인접한 산복비탈면에 발달하는 산림군집과는 증분포에 큰 차이를 보인다. 안정된 산복비탈면의 임관층에서는 너도밤나무가 우세하고, 林床에서는 조릿대류가 우점하지

만 전체적인 종조성은 극히 단순하다(Yamamoto, 1989). 이에 비하여 수변구역 산림에는 임관층과 임상에 우세한 종이 없고, 종다양성의 지표가 되는 종다양도지수는 동시에 높은 대표값을 나타낸다. 이와 같은 수변구역 산림에 있어서 종다양성은 단순히 수변의 특성인 입지를 선택적으로 이용하는 식물종군이나 하천의 범람 등 빈번한 교란 하에 적응하는 종군이 보이지 않고, 상부비탈면에서 우점하는 종군이나 원래 넓은 분포지역을 가지면서도 산복비탈면 등에서 탁월한 종에게 밀려난 희소종이 피난처로서 수변구역을 이용하고 있다(鈴木 등, 1997).

이와 같이 수변구역에서는 다양하고 복잡한 식물군집이 성립하고, 또 그것들을 먹이로 하는 동물종이 존재하여 수변구역의 생물다양성이 형성되고 있다(Gregory and Ashkenas, 1990). 예를 들면, 岩手縣胆澤町の 森林總合研究所 카누마계곡시험지에서는 지금까지 岩手縣전역에서 확인된 하늘소의 3분의 1에 해당하는 83종이 채취되어 수변구역 산림에서 종이 풍부하다는 것을 입증하고 있다(森林總合研究所生態秩序森林生態系팀, 1993).

한편, 수변구역 산림을 구성하는 수종 중에는 수변구역에 의존적인 종군이 보이지 않고, 산복비탈면의 대규모 교란지 등에서 우점하는 선구종이나 인접하는 식물대의 구성종, 그리고 개체수가 극단적으로 적은 종 등이 있다. 이는 수변구역이 식물종에 의해서 이동의 회랑 또는 피난장소가 되고 있다는 것을 의미한다(Franklin, 1992). 따라서 미국에서는 정상적인 완충기능을 수행하기 위하여 30m 폭의 완충대가 제안되었고(United States Army Corps of Engineers, 1991), 조류에 따라서 12m~210m 폭의 완충대가 필요하다는 결과도 보고되었다(Staufier and Best, 1980).

(2) 미지형

계류·하천지역의 생태계에 있어서 수변구역 산림은 하천에 의한 교란과 밀접한 상호작용 하에 유지되고 있다. 특히, 계류·하천지역에서는 중수, 범람, 토석류에 의한 사력의 침식, 운반, 퇴적 등의 교란 외에 계류에 접한 비탈면으

로부터의 교란 등 복잡한 교란체계를 나타낸다. 또한, 빈도, 규모, 강도가 다른 교란(伊藤·中村, 1994)에 의해서 형성된 수변구역의 미지형 구조는 복잡한 모자이크 형태가 된다. 즉, 그 곳에서는 토양, 수분, 빛 환경이 다른 유로, 사력퇴적지, 계안비탈면 등의 입지에 적응한 식물군이 종, 나이, 규모가 다른 모자이크를 형성한다. 그 결과 수변구역에서는 많은 식물종이 갱신, 생육하여 다양성이 존재하게 된다.

수변구역 산림을 구성하고 있는 수목은 종자생산, 발아, 실생의 정착, 치수의 성장 등 생활사의 여러 가지 단계에 있어서 계류·하천지역의 다양한 교란현상과 특유의 수분환경에 대응하는 성장을 하고 있다. 한 예로, 홋카이도에서는 수중에 따라서 개화나 종자살포 시기가 다르다. 그 때문에 해빙에 의한 증수시부터 하천수위의 저하에 따라서 하안에는 다른 종의 버드나무가 정착해 공존한다. 수변구역이나 붕괴지와 같이 지표가 빈번하게 교란하는 입지에 분포하는 종은 정착초기에는 줄기가 한 개이지만, 맹아줄기를 성장시키기 위해서 휴면아를 만들고, 붕괴에 의해 뿌리가 자라지 못할 때에는 맹아를 성장시켜 손상을 복원하고 있다(Sakai et al, 1995).

수변구역 산림은 수관에 의한 일사차단, 대형·소형동물에의 유기물 공급, 유하물의 포착, 지하수의 수질형성 등을 통해서 하천생물상의 서식환경에 큰 영향을 미치고 있다. 이와 같은 생태적 기능에 대해서 근래 미국서해안의 침엽수림대를 중심으로 많은 연구성과가 발표되고 있는데(Gregory et al, 1991; Franklin, 1992), 일본이나 한국의 수변구역 산림에서는 이에 대한 연구가 부족한 실정이다.

하천생태계에 있어서 수온의 변화는 미생물, 조류, 무척추동물, 어류 등 그 곳을 서식환경으로 하는 모든 생물에게 영향을 주고, 분포를 제한하는 요인이 된다. 또한, 수변구역 산림은 하천과 계류에 있어서 수온의 상승을 억제하는 중요한 역할을 하고 있다(Brown and Krygier, 1971). 따라서 기온이 상승하는 여름철에는 수관에 의한 일사차단효과가 크고, 하천폭이 넓

은 하류지역에서 수변구역 산림 아래는 직사광선이 차단되어 어류의 중요한 서식환경이 조성된다(中村·百海, 1989).

(3) 수변구역의 생태적 기능

겨울이 되면 낙엽활엽수를 주체로 한 수변구역 산림에서는 많은 양의 낙엽이 생산된다. 이들 가운데 일부는 직접 유로 내에 공급되기도 하지만, 일단 林床에 떨어져 바람에 의해 유로 내로 이동하는 것도 있다. 유로 내에 공급된 유기물은 물의 흐름을 타고 흘러 돌 틈이나 流木에 걸리거나, 웅덩이에 퇴적해서 수생곤충의 먹이가 되어 분해되는데, 앞의 분해는 수중에 따라서 다르다(柳井·寺澤, 1995).

계류나 하천변에 분포하고 있는 수목은 토양의 수분상태에 적응한 근계를 발달시키고 있다. 특히 습지에 분포하는 들메나무는 충분한 뿌리줄기를 발달시킬 수 있다. 이들 뿌리줄기에 의해서 여러 가지 물질이 식물의 영양소로 흡수된다. 예를 들면, 범람원의 농지이용으로 인해 오염된 물이 수변구역 산림대를 흐르면서 오염물이 제거되는 등 필터로서의 역할을 하고 있다(Pinay and Decamps, 1988). 또한, 산림의 토양입자 자체가 이온을 흡착해서 수질정화에 기여하기도 한다(生原, 1992). 뿐만 아니라 하안에 성장하는 수변구역 산림 중 버드나무류는 하천의 자정능력을 30~40% 향상시키며, 수변구역 산림의 잔가지는 유속을 완화시켜 물 속의 여러 가지 영양염류가 운반되는 것을 방해하여 물질의 침전 및 여과효과를 발휘하고 있고(Engelhart, 1968), 수변구역 산림대의 폭이 넓을수록 여과효과는 크다(Frede et al, 1994).

수변에 성립하는 산림군집의 생태적 회랑으로서의 기능에 대해서는 아직까지도 그 중요성이 지적되고 있다. 하천을 따라서 형성되는 연속적인 수변구역 산림의 존재는 동일수계 내 각 유역을 생태적으로 묶어 주고, 이를 통하여 동식물의 이동·분산을 가능하게 하며, 종개체군의 유지·확대에 기여한다. 이동, 분산능력이 낮은 식물종은 지역적, 장·단기적인 환경변동 측면에서 종개체군의 축소, 확대를 반복하고

있다. 그런 중에 특정 소유역에서 어떤 개체군이 사라지는 경우도 있는데, 이와 같은 경우에는 다른 유역에 남아 있는 개체군이 생물학적 유산이 되어 수변구역을 회랑으로 이용하면서 유역 전체에 재분포를 가능하게 한다.

한편, 토사이동이나 유로변동에 영향을 미치는 산·사방공작물이나 각종 개발로 인한 구조물이 설치되는 장소나 그 인근 지역은 식생이 제거되기에 수변구역 산림의 보전에 문제가 발생되고 있다(竹門, 1991; 崎尾·鈴木, 1997). 따라서 수변구역 산림의 보전은 그 지역의 생물다양성을 보전하는데 중요한 역할을 담당한다 (Forman and Godron, 1986).

2. 수변구역 산림의 수질정화기능 증대

(1) 중금속 오염물 정화

토양 중의 오염물질은 점토광물 등에 흡착되어 있고, 오염물질 중 생물체가 도달할 수 있는 범위는 한정되어 있다. 따라서 그 범위를 넓히기 위하여는 식물 뿌리 자체의 작용과 근권에 있어서 미생물과 식물의 상호작용을 이해하는 것이 필수적이다(김정규, 1998; 珠坪·原山, 1999; 高川 등, 1999).

야생식물 중에는 중금속의 종류에 따라서 흡수력과 내성에 차이가 있는데, 토양 중에 과다하면 식물의 황화현상을 일으키는 카드뮴은 고사리와 식물, 구리는 속새과 식물, 카드뮴 등의 오염에 동반하는 아연은 마디풀과 식물이 대체로 높은 체내함량을 나타내고 있고(최정 등, 1991; 정기채 등, 1993), 쑥, 도꼬마리, 망초, 달맞이꽃 등은 중금속을 많이 축적하는 초본이다(임수길 등, 1996). 은수원사시나무, 해바라기, 왕골도 카드뮴을 제거하는데 효과적인데 이 가운데 흡수량은 은수원사시나무가 가장 좋고(김규식, 1980), 쥐똥나무도 높은 중금속 흡수능력을 보이는 종이다(이길철 등, 1992). 그러나 축적종 체내의 중금속함량은 계절적 변이가 나타나기 때문에 정화효율을 높이기 위해서는 수확시기를 적절하게 선정하는 것이 필요하다.

포플러류를 이용하여 쓰레기매립지의 침출수를 처리할 수 있는데, 포플러류 식재 당년생의

증산에 의한 개체목당 일일 침출수 처리능력은 평균 361ml이었고, 현사시나무가 409ml로 가장 우수하였다. 또한, 현사시나무는 1,000본/ha당 평균 73,600 l/ha/yr의 침출수를 감소시킬 수 있는 것으로 추정되었고, 포플러류가 식재된 화분의 토양과 근계를 통과한 침출수는 생물화학적산소요구량 뿐만 아니라 오염물질인 NH₄, 총인 등도 크게 줄일 수 있는 것(구영분, 1998)으로 나타나 이들 식생을 이용한 수변구역의 오염물질 토양정화는 매우 효과적이라 생각된다.

(2) 기타 오염물질 정화

휘발성유기물을 빨아들이는 식물은 토양에서 물이나 유기화합물을 배출하는 저비용 펌프 역할을 하기 때문에 실용적인 정화방법 중 하나이다. 즉, 폐기물 매립지에 식재된 식물은 빗물을 대기 중으로 증산시킴으로써 빗물이 폐기물 층에 스며들지 않도록 하고 있는데(高川 등, 1999), 이 방법은 단순한 것 같지만 수년 또는 수백 년 동안 지하수로의 폐기물 확산을 방지하기에는 값싸고 장기간 사용 가능한 실용적인 방법이라고 할 수 있다.

산업화 및 도시화 등으로 인한 질소산화물은 식물의 잎에 있는 기공을 통해 정화할 수 있는데, 기공을 통해 흡수된 질소화합물은 잎 세포 내로 환원되어 암모니아가 되고, 이 후 유기화되어 아미노산과 단백질 등으로 전환된다. 이 산화질소는 물에 용해되어 질산이온과 아질산이온으로 되어 식물의 잎 세포 내로 흡수된 후 뿌리로부터 흡수된 비료 중의 질산이온과 같이 환원 동화되고, 그 후 환원 또는 아미노유기화되어 아민산 등의 구성물질이 된다. 즉, 식물은 사람에게 좋지 않은 이산화질소를 질소비료로 이용하는 능력을 가지고 있다. 따라서 수변구역에는 이러한 식물을 식재하는 것이 바람직할 것이다. 한 예로 일본 廣島大學에서 廣島市 공원 내 초본과 목본 등 총 217종에 대하여 조사한 결과 포플러, 플라타너스, 유카리 등이 이산화질소 동화능력이 높은 수종이었다(森川 등, 1999).

질소산화물을 유일한 질소원으로써 생육하는 식물의 육성은 특히 도시에 인접한 수변구역의

녹화에 절대적이라 생각된다. 식물체 내에 도입된 이산화질소 중의 질소는 질산 중의 질소와 같이 환원, 아미노유기화되지만 이산화질소가 자원으로써 식물에 이용되는 것은 몇 가지 해명할 기초적인 문제를 수반하는 것으로 현재 그 해결에 최선의 노력을 경주하고 있다. 한 예로 식물의 질산환원효소활성은 고마리, 미나리, 갈대, 줄, 좁개구리밥 순이었고, 질소의 정화능은 갈대, 고마리, 미나리, 줄, 좁개구리밥 순이었다. 인의 정화능은 종간 차이가 적었으나 갈대가 질소의 정화능과 함께 가장 높아 수변구역에 적용가능성이 인정되고 있다(임병선 등, 1996).

조류증식 억제 목적으로는 소나무잎 85%, 은행나무잎 80%, 잣나무잎 75%, 애기마름 78%, 줄 59%, 창포 30% 등이 효과를 나타내었다(임병선 등, 2000a, 2000b). 따라서 잎이 조류증식 효과를 거둘 수 있는 수종 또는 수생식물을 이용한 수변구역의 식재도 고려할 만 하다. 이는 수변식생의 잎이 떨어져 하천이나 호소에 유입됨으로써 조류증식억제를 가할 수 있기 때문이다.

수생식물은 수처리 능력을 향상시키기 위한 환경을 제공한다. 식물의 뿌리는 미생물의 부착매질로 이용되며, 식물 근계의 통기조직을 통한

산소의 전달은 미생물의 분해 활동을 촉진하여 질산화나 탈질화작용을 유도하며, 식물은 미생물이 분해하는 유기물질을 영양염류로 흡수하고 합성된 유기물이나 대사산물을 미생물에게 제공한다. 이러한 기작에 의한 수질정화 효과는 유기물 부유고형물, 영양염류, 병원성균과 중금속까지도 제거효율을 갖는다(Gersberg et al, 1987; Tchobanoglous, 1987). 수생식물이 총부유물질을 제거하는 기작은, 식물이 존재하는 수역에 부유물질이 유입되면 식물체가 접촉재로 작용해 침강을 촉진시키고, 식물체의 존재로 인해 미생물이 증가되며, 그것에 의해 BOD제거도 촉진된다. 수역에 들어온 유기성 질소는 미생물에 의해 분해되어 암모니아성질소가 되거나 소화균에 의해 아질산성질소나 질산성질소로 분해된다. 이런 반응은 호기조건에서 일어나며, 식물뿌리로부터의 질소 수송에 의해 수역에서는 호기조건과 혐기조건이 혼재된 구조가 형성되고 이것에 의해 높은 질소제거능력이 일어난다. 인은 수역에서 저질에 의한 흡착과 식물에 흡수되어 제거되고, 식물군락의 존재에 의해 햇빛이 수면에 도달하는 것을 방해하여 녹조류나 식물플랑크톤의 발생이 억제된다(이창해, 2001).

표 1. 수생식물의 수질정화 특성

구 분		정수식물				부엽식물		침수식물		부수식물		
		갈대	줄	애기부들	미나리	마름	연꽃	새우가래	검정말	좁개구리밥	생이가래	부레옥잠
유기물 제거능	근계발달도	○	○	○	○	▲	▲	X	X	▲	▲	○
	산소결핍도	▲	▲	▲	X	○	○	○	○	○	○	X
	잔사생물부착도	○	○	○	○	▲	▲	▲	▲	X	X	▲
영양염류 제거능	생체량	○	○	○	▲	▲	▲	▲	▲	X	X	○
	질소, 인 함량	X	X	X	▲	▲	▲	○	○	○	○	○
	증식속도	X	X	X	▲	▲	X	X	X	○	○	○
재 배	지하경	X	X	X	○	▲	X	▲	▲	○	○	○
	내한성	▲	▲	▲	○	▲	▲	▲	▲	○	▲	X
수 집	생육수심	▲	▲	▲	○	X	X	X	X	○	○	○
운 반	수분함량	○	▲	▲	▲	▲	▲	X	X	X	X	X
재이용	사료, 비료 전환도	○	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	○	○	○

※ (부호) 적용성 양호 : ○, 보통 : ▲, 불량 : X

※ 자료 <http://5host03.env.eng.osaka-u.ac.jp/>

수변부에 분포하는 대형수생식물 가운데 갈대와 같은 대형수생식물은 소형수생식물이나 미생물에 비하여 수중의 많은 질소와 인을 제거할 수 있고, 미나리는 식용으로도 가능하며 수확하기가 용이하여 농촌과 도시의 비점오염원에 대한 정화에 활용될 수 있다(조강현, 1992, 1997). 또한, 갈대는 질소와 인의 제거능이 높아 주로 강 하류와 유기폐수의 유입이 많은 곳에 분포하며, 수중 영양염류의 제거에 크게 기여할 것으로 생각된다(표 1).

아열대 지방의 경우 부레옥잠과 일부 부유식물의 질소와 인의 제거능이 각각 0.41~0.96, 0.10~0.63mg/ℓ/day의 범위이고(Tripathi et al, 1991), 부레옥잠과 미나리를 이용한 수처리비용의 저렴, 처리공정의 안정성 등의 장점을 갖는다(이창해, 2001). 따라서 이들 대형수생식물들은 수변구역에 식재한 목본 등 정수식물과 연계하여 이용이 가능할 것으로 생각된다. 수중생태계에서 대형수생식물의 가장 중요한 기능은 1차생산자로서 다른 영양단계에 에너지를 공급하고 물질순환의 원동력을 제공하며, 흡수한 영양소를 고정하는 저장고의 역할을 수행하는 등 팔당호의 경우 저토나 수체로부터의 N 흡수량은 27.47톤/년이었는데, 이 가운데 정수식물 18.28톤/년(67%), 부엽식물 1.06톤/년(4%), 침수식물 8.13톤/년(29%)으로 수질오염원인 질소 성분을 수체로부터 빨아들여 체내에 축적함으로써 수체로부터 질소성분의 발현을 억제하는 등 수질정화효과가 탁월한 것으로 나타났다. 그러나 대형수생식물이 흡수한 영양소는 고사 후 즉시 유기물 분해와 영양소 용탈을 통하여 물 속으로 유리되므로(Carpenter, 1980), 이들 대형수생식물이 기능을 다 한 후에는 즉시 제거하는 방법을 강구하는 것도 필요하다.

한편, 한강 등 5대강 유역의 수변구역에서 수원함양, 수질정화기능 증대를 위해 적용 가능한 목본 식생(산림청, 1999)은 표 2와 같다. 즉, 5대강 유역의 수변구역에는 뿌리의 양이 많고 땅속 깊이 뻗는 수원함양 효과가 높은 수종을 식재하고 내음성이 강한 수종을 나무 아래에 심는 등 수원함양 및 수질정화기능이 큰

수종을 조립할 필요가 있다.

표 2. 5대강 유역의 수변구역에서 수원함양, 수질정화기능 증대를 위해 적용 가능한 목본 식생

5대강	적용 가능한 목본 식생
한 강	낙엽송, 잣나무, 상수리나무, 갈참나무, 자작나무, 거제수나무, 고로쇠나무, 들메나무, 서어나무 등
낙동강	갈참나무, 상수리나무, 굴참나무, 물푸레나무, 서어나무, 개서어나무, 느티나무 등
영산강	삼나무, 상수리나무, 굴참나무, 졸참나무, 참느릅나무, 물푸레나무, 굴피나무, 고로쇠나무 등
섬진강	삼나무, 상수리나무, 굴참나무, 졸참나무, 참느릅나무, 물푸레나무, 굴피나무, 고로쇠나무 등
금 강	낙엽송, 상수리나무, 굴참나무, 신갈나무, 갈참나무, 고로쇠나무, 들메나무 등

III. 결 론

식물에 의한 정화는 저렴한 투자비용과 운전경비가 거의 없다는 장점을 가지는 경제적 기술이므로 우리나라의 경제사정은 물론 전문 기술인력의 부족 문제를 극복할 수 있는 대안기술이라 생각된다. 따라서 폐수 등 중금속 오염물질로부터 영향을 받을 수 있는 수변구역에는 이러한 정화식물을 이용할 수 있도록 계획 식재하고, 또 수확된 축적식물의 처리방안에 대한 해결방안을 모색할 필요가 있다.

또한, 현재 남아있는 비교적 자연도가 높은 수변구역 산림을 보전하고, 이를 핵심 모델로 하여 질이 저하된 수변구역 산림을 복원함과 동시에 최상류지역에서 하구에 이르는 수변구역 산림의 연속성을 회복하는 것이 중요하다.

아울러 수변구역 산림뿐만 아니라 종합적인 방재의 시각에서 유역의 토지이용·관리계획을 수립하고, 치산·사방사업이나 각종 개발사업에 따른 하천이나 산림 등 자연환경에 미치는 영향평가와 그 실시체계의 확립 그리고 문제가 생긴 경우에는 적절한 조치를 취할 수 있도록 지속적인 환경모니터링이 필요하다고 사료된다.

인 용 문 헌

- 구영본. 1998. 포플러를 이용한 쓰레기매립지의 녹화 피복 및 오염물질 정화. 제1회 식물을 이용한 환경복원기술워크숍. 49-58pp.
- 김규식. 1980. 토양중 중금속의 생물학적 제거 방법 시험. 농업기술연구소보. 37-50pp.
- 김정규. 1998. 중금속 오염토양의 식물정화. 제1회 식물을 이용한 환경복원기술워크숍. 29-48pp.
- 김귀곤. 2001. 수변구역의 보전, 복원, 향상기법에 관한 연구. 호수 연안 복원과 인공 식물섬 국제 심포지엄 발표 논문집. 89-111pp.
- 박재현·우보명. 1997. 산림유역내 강수로부터 계류수질에 미치는 영향인자 분석-pH, 용존산소, 전기전도도. 한국임학회지 86(4) : 489-501
- 박재현·우보명. 1998. 산림유역내 강수, 수관 통과우, 토양수 및 계류수 수질의 화학적 특성. 한국임학회지 87(1) : 62-73
- 산림청. 1999. 5대강유역 수원함양산림 종합관리계획(2단계). 산림청. 3-30pp.
- 이길철·이홍재·이민호·김성수·김동호·김상돈. 1992. 오염토양의 정화방법에 관한 연구(I)-식물에 의한 정화방법 연구. 국립환경연구원보 14 : 231-254.
- 이창해. 2001. 수생식물을 이용한 수질정화. 한국수자원학회지 34(1) : 110-114.
- 임병선·이점숙·서계홍·김하송. 1996. 영산강 유역으로부터 유입되는 오염부하량에 따른 수생식물의 분포, 질산환원효소 활성 및 그 정화능. 한국생태학회지 19(5) : 487-496.
- 임병진·정원화·전선옥. 2000a. 경안천 현장실험조에서 식물체를 이용한 조류 증식억제. Korean J. Limnol. 33(3) : 304-310.
- 임병진·정원화·변명섭·전선옥. 2000b. 식물체를 이용한 조류 증식억제 효과. 한국육수학회지 33 : 136-144.
- 임수길·김정규·김동엽. 1996. 유용식물을 이용한 오염토양 정화기술 개발. 제1회 농업과학심포지움 21세기 농업과학연구의 발전방향. 교육부 농업과학심사평가위원회. 236-241pp.
- 정기채·김복진·한상국. 1993. 아연광산 인근 지역 야생식물 중의 중금속 함량 조사. 한국환경농학회지 12(2) : 105-111.
- 조강현. 1992. 팔당호에서 대형수생식물에 의한 물질생산과 질소와 인의 순환. 서울대학교 박사학위논문. pp.165-168.
- 조강현. 1997. 수계환경 보존을 위한 수변부 생태계의 생태공학적 이용-대형수생식물을 중심으로-. 환경문제의 생태학적 접근. 서울여자대학교 생태연구소 설립기념 심포지엄. 68-81pp.
- 조강현. 2001. 호수 연안대에서 대형수생식물 식생의 구조와 기능 : 수변부 복원을 위한 적용. 호수 연안 복원과 인공 식물섬 국제 심포지엄. 147-160pp.
- 최정·이정재·허남호. 1991. Cadmium 오염토양에서 Cadmium 제거방법의 개발. 한국환경농학회지 10(2) : 128-132.
- 환경부. 1999. 한강변 255km² 첫 '수변구역' 지정. 인터넷 세계일보 자료. 9. 29일자.
- 中村太士·百海琢司. 1989. 河畔林の河川水溫への影響に關する考察. 日本林學會誌 71 : 387-394.
- 竹門康弘. 1991. 動物の眼から見た河川のあり方. 關西自然保護機構會報 13 : 5-18.
- 森川弘道·高橋美佐·河村義史. 1999. 環境汚染を食べる植物によるファイトレメディエーション. 環境科學會誌 12(4) : 421-432.
- 坂本 康. 1993. 樹冠通過雨および樹幹流の水量と水質の空間分布と時間變動. 水文水資源學會誌 6(4) : 326-335.
- 鈴木和次郎·大住克博·正木 隆·高橋和規·大丸裕武·星崎和彦. 1997. カヌマ澤溪畔林試驗地における溪畔林および隣接ブナ林の群集構造. 科學研究費補助金研究成果報告書. 山本進一編大面積長期プロットによる森林動態研究. 名古屋大學. 89-114pp.
- 森林總合研究所生態秩序森林生態系チーム. 1993. カヌマ澤試驗地のカミキリと自然度現在

- の森林,そして将来の豫測-長期モニタリング研究:20-21.
- 新山 聲. 1987. 石狩川に沿ったヤナギ科植物の分布と生育地の土壌の土性. 日本生態學會誌 37:163-174.
- 新山 聲. 1989. 札内川に沿ったケショウヤナギの分布と生育地の土性. 日本生態學會誌 39:173-182.
- 崎尾 均・中村太士・大島康行. 1995. 河畔林・溪畔林研究の現状と課題. 日本生態學會誌 45:291-294.
- 崎尾 均・鈴木和次郎. 1997. 水辺の森林植生(溪畔林・河畔林)の現状・構造・機能および砂防工事による影響. 砂防學會誌 49(6):40-48.
- 生原喜久雄. 1992. 森林の浄化機能. 森林土壌の無機元素の動態と土壌溶液中での移動特性に関する研究報告書:59-61.
- 相澤州平. 1993. 樹幹流の土壌陽イオン交換における役割. 日本東北支誌 45:193-194.
- 柳井清治・寺澤和彦. 1995. 北海道南部沿岸山地流域における森林が河川および海域に及ぼす影響(II), 山地溪流における廣葉樹9種落葉の分解過程. 日本林學會誌 77(6):563-572.
- 大類清和・生原喜久雄・相場芳憲. 1994. 森林小集水域における溪流水質に及ぼす諸要因の影響. 日本林學會誌 76(5):383-392.
- 大類清和・相場芳憲・生原喜久雄. 1995. 森林小集水域での水質變化の過程. 水文・水資源學會地 8(4):367-381.
- 大嶋有子・山中典和・玉井重信・岩坪五郎. 1990. 芦生演習林の天然林における溪畔林優點高木種-トチノキ, サワグルミ-に関する分布特性の種間比較. 京都大學農學部演習林報告 62:15-27.
- 太田猛彦. 1998. 森林と木. 河川 619:14-23.
- 石川慎吾. 1980. 北海道地方の河辺に發達するヤナギ林について. 高知大學學術研究報告 29:73-78.
- 伊藤 哲・中村太士. 1994. 地表變動に伴う森林群集の攪亂様式と更新機構. 森林立地 36(2):31-40.
- 吳國南・生原喜久雄・相場芳憲・戸田浩人. 1996. スギおよびヒノキ林の林内雨成分に占める乾性沈着および樹冠溶脱の分離. 日本林學會誌 78(4):461-466.
- 珠坪一晃・原山重明. 1999. 微生物による流出油汚染の浄化. 環境科學會誌 12(4):442-448.
- 高川謙介・陶山明子・李 泰鎬. 1999. 微生物による有機鹽素化合物の分解. 環境科學會誌 12(4):449-461.
- Anderson, T. 1991. Influence of stemflow and throughfall from common oak(*Quercus robur*) on soil chemistry and vegetation patterns. Canadian Journal of Forestry Research 21:917-924.
- Baeumler, R. and W. Zech. 1998. Soil solution chemistry and impact of forest thinning in mountain forests in the Bavarian Alps. Forest Ecology and Management 108:231-238.
- Brown, G.W. and J.T. Krygier. 1971. Clear-Cut logging and sediment production in the Oregon Coast Range. Water Resources Research 7(5):1189-1198.
- Carpenter, S.R. 1980. Enrichment of Lake Wingra, Wisconsin, by submersed macrophyte decay. Ecology 61:1145-1155.
- Engelhart, W. 1968. Die natuerliche Selbstreinigung der Gewaesser. Handbuch f. Landschaftspflege und Naturschutz, Bd. 2. 406pp.
- Forman, R.T. and Godron, M. 1986. Landscape Ecology. Wiley and Sons. 100-150pp.
- Franklin, J.F. 1992. Scientific basis for new perspectives. Naiman, R.J.(ed). Watershed Management:25-72.
- Frede, H.G., Fabis, J. und Bach, M. 1994. Nährstoff und Sedimentretention in Uferstreifen des Mittelgebirgsraumes. Z.F. Kulturtechnik und Landentwicklung 35:165-173.
- Gersberg, R.M., R.B. Renner, S.R. Lyon and B.V.

- Elkins. 1987. Survival of bacteria and viruses in municipal wastewater applied to artificial wetlands, p. 237-245. In : Aquatic plants for water treatment and resource recovery(K.R. Reddy and W.H. Smith, eds). Magnolia publishing inc. Orlando, Florida.
- Gregory, S.V. and Ashkenas, L. 1990. Riparian Management Guide, Willamette National Forest, USDA Forest Service, Pacific Northwest Region.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., Mckee, W.A. and Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zone. *BioScience* 41 : 540-551.
- Likens, G.E., F.H. Bormann., N.M. Johnson and R.S. Pierce. 1967. The calcium, magnesium, potassium, and sodium budgets for a small forested ecosystem. *Ecology* 48 : 772-785.
- Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. John Wiley & Sons. New York.
- Nilsson, C. 1992. Conservation management of riparian communities. Hansson, L. (ed.). *Ecological Principles of Nature Conservation* : 352-372.
- Odum, E.P. 1983. *Basic ecology*. CBS College Publ., New York. 613p.
- Ohno, K. 1982. A phytosociological study of the valley forests in the Chugoku Mountains, Southwestern Honshu, Japan. *Japanese Journal of Ecology* 32 : 303-324.
- Parker, G.G. 1983. Throughfall and Stemflow in the forest nutrient cycle. *Adv. Ecol. Research* 13 : 57-133.
- Pinay, G. and Decamps, H. 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water-a conceptual model. *Regulated River* 2 : 507-516.
- Remy, J.C. 1985. Quelques 1 ments pour une amelioration de la question desx fertilisants. In Winteringham, F.P.W. *Environment and Chemicals in Agriculture*. Proceeding of Symposium. Dublin.
- Sakai, A., Ohsawa, T. and Ohsawa, M. 1995. Adaptive significance of sprouting of *Euptelea polyandra*, a deciduous tree growing on steep slope with shallow soil. *Journal of Plant Research* 108 : 377-386.
- Sakio, H. 1997. Effects of natural disturbance on the regeneration of riparian forests in a Chichibu Mountains, central Japan. *Plant Ecology* 132 : 181-195.
- Stauffer, D.F. and L.B. Best. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities evaluating effects of habitat alterations. *Journal of Wildlife Management* 44 : 1-15.
- Tchobanoglous, G. 1987. Aquatic plant system for wastewater treatment engineering consideration, p. 27-48. In : Aquatic plants for water treatment and resource recovery (Reddy, K.R. and W.H. Smith, eds). Magnolia Publishing Inc. Orlando, Florida.
- Tripathi, B.D., J. Srivastava and K. Misra. 1991. Nitrogen and phosphorus removal capacity of four chosen aquatic macrophytes in tropical freshwater ponds. *Environment Conservation* 14 : 3-7
- United States Army Corps of Engineers(USACE). 1991. *Hydraulic Design of Flood Control Channels*. USACE Headquarter. EM1110-2-1601. Washington. D. C.
- Yamamoto, S. 1989. Gap dynamics in climax *Fagus crenata* forests. *Bot. Mag. Tokyo* 102 : 93-114.