

## 第1章 はじめに

水域と陸域の推移帯である水辺の植生は、生物多様性を保全し、健全な生態系機能を維持するために重要な役割を果たす(Dugan 1990、鷺谷 1999)。しかし、わが国の湖沼において水辺の植生を有する自然湖岸は近年に至り急速に減少してきた(平井 1993)。

わが国2番目の面積をもつ湖沼である霞ヶ浦においても、過去数十年の間に湖岸植生は減少しており、1972年には約750haあった沈水植物帯は、1990年頃にはほとんど消失した(Sakurai 1990、平井 1993、富田 1999、中村ほか 2000、西廣・藤原 2000)。また、ヨシ群落などから成る抽水植物帯は、1972年には400ha以上あったものが、1997年には約180haに減少し(図1-1)、残っている抽水植物帯も分断化が進み、群落パッチ間の距離も大きくなった(中村ほか 2000)。霞ヶ浦におけるこのような抽水植物帯の分断化は、そこを生育場所とする植物、例えばシロバナサクラタデの遺伝的多様性の維持に影響を与えている(西廣ほか 1998)。

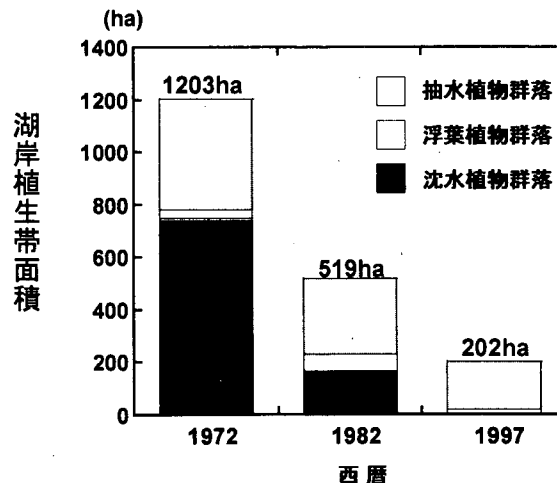


図1-1 霞ヶ浦(西浦)の湖岸植生面積変遷

西浦における植生帯面積の推移。データは、桜井ほか(1973)、建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所(1983、1998)に基づいた。

霞ヶ浦における湖岸植生帯減少の要因の一つとして、霞ヶ浦開発事業による湖岸堤築造が挙げられている(富田 1999、西廣・藤原 2000)。国土交通省(当時建設省)は、1968年より霞ヶ浦開発事業に着手した。この事業は、霞ヶ浦の治水と利水のために、湖岸堤の設置、常陸川水門の操作による水位管理などを行う事業である。この事業の一環として、1975年からは常陸川水門の運用による水位管理が開始され、降雨の少ない冬期から春期においても、霞ヶ浦の水位は低下しなくなり、年間を通じてほぼ一定の水位が維持されるようになった(西廣 2002)。

一方、霞ヶ浦湖岸植生の減少に対して、“アサザ・プロジェクト”とよばれる市民・NPO・行政らの協働による湖岸植生保全・復元のための取り組みも行われている(鷺谷・飯島編 1999)。また、平成12年度より国土交通省は、霞ヶ浦の湖岸植生復元のための緊急対策に着手している。

湖岸植生復元の目標設定においては、復元箇所の植生形成・衰退に関わる要因を明らかにするこ

とが不可欠であり、そのためには、過去から現在に至るまでの植生帯の減少過程および減少要因に関する情報が必要となる。しかし、霞ヶ浦において、波浪、湖岸勾配などの物理条件と湖岸植生帯の衰退の関係は明らかにされていないのが現状である。

湖岸植生帯の成立・維持に関わる条件としては、一般に湖岸勾配(Håkanson 1977、Duarte & Kalff 1986、宇多・西島 1998、林ほか 1998)、底質の粒径サイズ(Spence 1982、Anderson & Kalff 1988、宇多・西島 1998)、波浪(Spence 1982、宇多・西島 1998、中村ほか 1999)、水深(Keddy & Reznicek 1982、1986)が挙げられる。また、沈水植物においては、水中での光が定着を制限する主要因であると考えられている(Chambers & Kalff 1985、van Dijk & van Vierssen 1991、van Dijk et al. 1992)。さらに、築堤等による人為的な植生の破壊(平井 1995、西廣・藤原 2000)も挙げなければならない。

一方、湖岸植生帯が分布することにより、これらの条件が影響を受けることも知られている。例えば、沈水植物帯が分布しない場所では、波浪等の風の作用による水の動きによって生じる底泥の巻き上げに伴い濁度が高くなるが、沈水植物帯が分布する場所では濁度が抑制される(Jackson & Starrett 1959、Scheffer 1998)。また、沈水植物の分布する場所では、沿岸帯の底質流失が抑制され堆積が促進される(James & Barko 1990)。さらに抽水植物帯に当たる波浪は、その沖側に植生帯が存在する場合や、湖岸勾配が緩やかな場合に緩和される(林ほか 1998、1999)。

これらの条件の多くは、霞ヶ浦湖岸の地点によって異なると考えられるため、湖岸植生帯の保全・復元対策は地点の条件を考慮したものであることが必要となる。そこで本研究では、霞ヶ浦(西浦および北浦)において、湖岸植生の保全・復元対策の基礎となる情報を得るため、過去 50 年にわたる湖岸植生帯分布の変遷を明らかにする。また、植生帯幅減少要因の解明のため、地点間の環境および、植生帯幅とその減少率の地点間変動要因を解析した。